

**EFFECTO DEL USO DE PLANTAS Y CONFIGURACIÓN DE LOS SISTEMAS EN
LA REMOCIÓN DE ORGANISMOS PATÓGENOS MEDIANTE EL USO DE
HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES DOMESTICAS EN CONDICIONES TROPICALES**

**Administradora Ambiental
JENNY ADRIANA GARCIA PALACIO**

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
MAESTRÍA EN ECOTECNOLOGÍA
PEREIRA
ENERO DE 2010**

**EFFECTO DEL USO DE PLANTAS Y CONFIGURACIÓN DE LOS SISTEMAS EN
LA REMOCIÓN DE ORGANISMOS PATÓGENOS MEDIANTE EL USO DE
HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES DOMESTICAS EN CONDICIONES TROPICALES**

**Administradora Ambiental
JENNY ADRIANA GARCIA PALACIO**

Tesis de Maestría

**Director
Ing. MSc. Dr. Diego Paredes Cuervo**

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
MAESTRÍA EN ECOTECNOLOGÍA
PEREIRA
ENERO DE 2010**

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todas aquellas personas que de uno u otra forma hicieron posible la realización de esta investigación, en especial a los docentes, personal del laboratorio y de la Planta de Tratamiento de Agua Residual, al estudiante de la Escuela de Tecnología Química Ricardo Adolfo López Zuluaga y a los estudiantes de Química Industrial Mónica Orozco Henao y Denny Alberto Riascos Segura, al Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento y a la Escuela de Posgrados de la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Tecnológica de Pereira.

De manera especial quiero expresar mis más sinceros agradecimientos a mi Director Ing. MSc. Dr. Diego Paredes Cuervo, por su compromiso, apoyo, asistencia y orientación en las diferentes etapas de mi investigación.

Y, finalmente agradezco a las entidades que apoyaron la investigación: COLCIENCIAS, Universidad del Valle y Universidad Tecnológica de Pereira.

CONTENIDO

RESUMEN	8
1. INTRODUCCIÓN	12
2. JUSTIFICACIÓN	15
3. OBJETIVOS.....	17
3.1. OBJETIVO GENERAL.....	17
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
4. ALCANCES DE LOS OBJETIVOS Y RESULTADOS ESPERADOS	18
5. HIPÓTESIS	19
6. REVISIÓN DE LITERATURA	20
6.1. PROBLEMÁTICA DEL AGUA RESIDUAL	20
6.1.1. Generación	23
6.1.2. Composición	25
6.2. ORGANISMOS PATÓGENOS	27
6.2.1. Indicadores	30
6.3. TECNOLOGIAS EXISTENTES PARA LA DESINFECCION DE AGUAS RESIDUALES	31
6.4. HUMEDALES CONSTRUIDOS	34
7. MATERIALES Y MÉTODOS.....	43
7.1. DISEÑO EXPERIMENTAL	43
7.1.1. Factores de estudio	43
7.1.2. Unidades experimentales	43
7.2. PROGRAMA DE MUESTREO Y TRABAJO DE LABORATORIO.....	44
7.3. CÁLCULO DE LA CARGA SUPERFICIAL APLICADA.....	48
7.4. CARGAS AFLUENTES Y EFLUENTES.....	48
7.5. EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES.....	49
7.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	49
7.6.1. Hipótesis estadísticas a probar	49
7.6.2. Modelo matemático aplicable	50

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	51
9. CONCLUSIONES	69
10. RECOMENDACIONES	70
11. BIBLIOGRAFÍA	71

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Situación en América Latina en manejo de aguas residuales	20
Tabla 2. Cobertura en agua potable y saneamiento en Colombia	21
Tabla 3. Aporte unitario de aguas residuales para diferentes localidades de Risaralda	24
Tabla 4. Principales compuestos de interés ambiental en aguas residuales	25
Tabla 5. Aporte de contaminantes per cápita	26
Tabla 6. Aporte perca pita para municipios de Risaralda	26
Tabla 7. Criterios de calidad del recurso en función del uso	27
Tabla 8. Descripción de principales organismos patógenos presentes en aguas residuales	28
Tabla 9. Persistencia de patógenos (días) en diferentes ambientes entre 20 y 30 °C	30
Tabla 10. Factor, niveles y tratamientos.....	43
Tabla 11. Condición operativa de los tratamientos	45
Tabla 12. Parámetros, método analítico y frecuencia de análisis	47
Tabla 13. Hipótesis estadísticas	50
Tabla 14. Composición media del agua residual utilizada en los sistemas experimentales	51
Tabla 15. Concentraciones de los parámetros microbiológicos del afluente y efluente para cada unidad y cada combinación de tratamientos	60
Tabla 16. Análisis de Varianza, Variable dependiente: Coliformes Totales ...	62
Tabla 17. Análisis de Varianza, Variable dependiente: <i>E. Coli</i>	63
Tabla 18. Análisis de Varianza, Variable dependiente: <i>Huevos de Helminto</i> .	65
Tabla 19. Análisis de Varianza (ANOVA) de los parámetros evaluados	68

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Aporte de los usos del agua a la generación de aguas residuales domésticas.....	24
Figura 2. Esquema Unidades experimentales	45
Figura 3. Valor promedio de temperatura de las unidades experimentales...	52
Figura 4. Valor promedio de pH de las unidades experimentales	53
Figura 5. Porcentaje de remoción para cada configuración de tratamiento mediante humedales	54
Figura 6. Balance de masas de nitrógeno en las unidades experimentales ..	55
Figura 7. Comportamiento en el tiempo de Coliformes Totales para cada una de las unidades experimentales	57
Figura 8. Comportamiento en el tiempo de <i>E. Coli</i> para cada una de las unidades experimentales.....	58
Figura 9. Comportamiento en el tiempo de huevos de Helminto para cada una de las unidades experimentales	59
Figura 10. Remoción de Coliformes Totales y <i>E. Coli</i> (expresadas como unidades log) para cada una de las unidades de tratamiento.....	61
Figura 11. Medidas marginales estimadas para Coliformes Totales	63
Figura 12. Medidas marginales estimadas para <i>E. Coli</i>	64
Figura 13. Medidas marginales estimadas para <i>huevos de Helminto</i>	66

RESUMEN

Aunque existen diferentes tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, son pocas las que son eficientes en la remoción de organismos patógenos. La gran mayoría son eficientes en la remoción de materia orgánica y otros compuestos, sin embargo son limitadas frente a organismos patógenos. En los últimos años se han promovido los sistemas naturales como alternativa para la remoción de organismos patógenos, caracterizados principalmente por sus bajos costos de operación y mantenimiento, simplicidad de operación y la ausencia de compuestos intermedios o subproductos indeseables. Dentro de la gran gama de sistemas naturales se destacan los humedales construidos, los cuales han sido objeto de investigación en condiciones subtropicales o países con régimen estacional. Los resultados obtenidos en esos trabajos confirman la bondad de estos sistemas, sin embargo falta desarrollar actividades de investigación y aplicación en condiciones tropicales. Así mismo, se ha sugerido que una forma de reducir área y por consiguiente costos de los sistemas, es la combinación de humedales de diferentes características, en especial para la remoción de patógenos.

En este orden se evaluaron diferentes combinaciones de humedales construidos como una posible tecnología para la remoción de patógenos: Humedal de flujo Horizontal - Humedal de flujo Horizontal (H-H); Humedal de flujo Vertical - Humedal de flujo Vertical (V-V); Humedal de flujo Vertical - Humedal de flujo Horizontal (V-H), todos ellos plantados y sin plantar, para un total de seis unidades experimentales. Las unidades experimentales se localizaron en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Tecnológica de Pereira. Después de una evaluación cercana a un año, la combinación de humedales construidos de flujo Vertical-Horizontal presentaron los mayores rendimientos en la remoción de Coliformes Totales (3 unidades log), E. Coli (4 unidades log) y Huevos de Helmintos (90%). En adición, se evaluó la remoción DBO₅, DQO, SST y nitrógeno en las diferentes unidades experimentales. En remoción de materia orgánica expresada como DBO₅ y DQO las remociones fueron superiores al 85% en todas las unidades, sin embargo no se presentaron diferencias significativas entre ellas. En cuanto a nitrógeno, la combinación de humedales construidos Vertical-Horizontal presentó los mayores rendimientos para estos parámetros (remociones superior al 90%), destacándose diferencias significativas entre las unidades plantadas y las sin plantar. Las unidades plantadas presentaron mayores tasas de remoción. La combinación de nitrificación (en las unidades verticales) con la denitrificación (unidades de flujo horizontal) es sugerido como el principal mecanismo de remoción de nitrógeno.

Los resultados obtenidos permiten concluir que el uso de dos unidades de humedales construidos bajo la configuración flujo vertical - flujo horizontal

operando bajo condiciones tropicales presenta altas tasas de remoción y permite que el efluente tratado cumpla con los estándares establecidos para reuso.

Palabras claves: Tratamiento de agua residual doméstica, Humedales Construidos, Organismos Patógenos, Sistemas Híbridos, Remoción de nitrógeno.

ABSTRACT

Although there are different technologies for wastewater treatment few of them are efficient for pathogen removal. Most of them are quite effective for organic matter and nutrients removal but have limitations for the removal of pathogen organisms. Over the last years natural systems have been promoted as an alternative for the removal of pathogen organisms because their low maintenance and operation costs, simplicity and the absence of undesirable byproducts. Between natural systems options, constructed wetlands have been a research topic priority especially in countries with seasonal variations or located in subtropical areas. The findings of these researches confirm the advantages of this technology for pathogen removal; however it is necessary to increase the research activities under tropical conditions. On the other hand, combination of different wetland systems has been suggested as an effective way for increasing removal rates of different pollutants with the additional advantage of a lower area requirement. Therefore, in this research different constructed wetland system combinations working under tropical conditions were evaluated as an alternative for pathogen removal.

The evaluated combinations were: Horizontal - Horizontal flow constructed wetlands (SSHFCW - SSHFCW); Vertical - Vertical flow constructed wetlands (SSVFCW - SSVFCW); Vertical - Horizontal flow constructed wetlands (SSHFCW - SSVFCW). A similar unplanted set of control was also evaluated in order to estimate the effect of plants on the different removal rates. In total 6 lab scale experimental units (3 planted and 3 unplanted) were operated for a year. All experimental units were located in the wastewater treatment plant of the Technological University of Pereira, Colombia (tropical climate). The obtained results showed that the combination of constructed wetland had a significant effect for total Coliform, *E. Coli* and Helminthes removal rates. The combination SSVFCW - SSHFCW had the highest removal for total Coliform (3 log units), *E. Coli* (4 log units) and helminthes (90%). Plants had no significant effects for total Coliform and helminthes removal rates, however it had a significant effect for *E. Coli* removal rates.

For organic matter (BOD₅ and DQO) and TSS removal there were no significant differences between the treatments, however in all cases the removal rates were higher than 85%. Concerning nitrogen, the combination SSVFCW - SSHFCW had the highest (with a significant difference regarding the others evaluated configuration) removal rate with values above 90%. Planted systems showed significant higher removal rates in comparison with unplanted systems. Nitrification (vertical flow wetland) and denitrification (horizontal flow wetland) is suggested as the main mechanism for nitrogen removal.

The findings of this research allow to conclude that under tropical conditions the combination of subsurface vertical flow and subsurface horizontal flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment, produces an effluent below the guideline for re-use.

Key words: Domestic wastewater treatment, Constructed wetlands, Pathogen removal, Hybrid systems, nitrogen removal.

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas de salud en los países en desarrollo y particularmente en Colombia son las enfermedades transmitidas por organismos patógenos presentes en los cuerpos de agua, asociado al inadecuado o inexistente tratamiento que se le da a las aguas residuales domésticas vertidas. Si bien existen diferentes tecnologías que pueden remover efectivamente materia orgánica, nutrientes y otros contaminantes, todavía hay limitaciones en la remoción de patógenos. En el caso de Colombia, la remoción de patógenos es obligatoria para los vertimientos que puedan afectar los posibles usos del agua río abajo, sin embargo, la legislación está basada solo en algunos indicadores de patógenos como los Coliformes Totales y Coliformes Fecales. Las concentraciones máximas permitidas oscilan entre los 1000 y 20.000 NMP/100 ml (Numero Más Probable) para Coliformes Totales y entre 200 y 2000 NMP/100 ml para Coliformes Fecales (criterios de calidad admisibles para contacto primario y suministro de agua) (Guerrero, 2007).

Los países con alta oferta hídrica como Colombia, donde la precipitación es relativamente constante durante todo el año (>2000 mm/año), el principal problema causado por los vertimientos de aguas residuales de pequeñas localidades, comunidades o zonas rurales (<2000 habitantes) no es la disminución del oxígeno en los cuerpos de agua, sino el aumento de los indicadores de concentración de patógenos (Guerrero, 2007).

Los sistemas de alcantarillado y tratamiento en estas zonas son generalmente problemáticos y costosos. En la mayoría de los casos, las soluciones centralizadas de tratamiento de aguas residuales no son adecuadas, debido a varias razones, incluidas las grandes distancias a las fuentes de aguas residuales, las limitaciones topográficas y / o costos. En estos casos, el tratamiento descentralizado de aguas residuales se convierte en una alternativa viable y un criterio para la selección de tecnologías.

Existen tecnologías convencionales que pueden remover efectivamente materia orgánica, sólidos suspendidos e incluso nutrientes, sin embargo, todavía existen algunas limitaciones para la remoción de organismos patógenos (Madigan et al., 2004).

En los últimos años, los sistemas naturales han sido promovidos para la remoción de diversos contaminantes de las aguas residuales domésticas. Las lagunas de estabilización, los campos de aplicación y los humedales construidos han sido utilizados para el tratamiento de aguas residuales de pequeñas comunidades (Crites y Tchobanoglous, 1998; Reinoso et al., 2008). Los sistemas naturales no se pueden utilizar en todos los casos, ya que estos dependen del flujo de aguas

residuales, el tipo de suelo, las condiciones climáticas locales y la disponibilidad de tierra y precios (Oron et al., 1999).

Los humedales construidos constituyen una tecnología eficaz dentro del numeroso grupo de métodos de tratamiento de aguas residuales catalogados como sistemas de tratamientos naturales. Estos sistemas, a pesar del corto período de experiencia del que gozan en comparación con otras tecnologías de saneamiento, se han convertido en una alternativa atractiva para el tratamiento de aguas residuales en pequeños núcleos poblacionales que cuentan con espacio suficiente para su construcción debido a la simplicidad de su diseño y construcción, su eficiencia y sus beneficios operativos y económicos (IWA, 2000).

El principal objetivo de los humedales construidos es mejorar la calidad del agua a través de la biodegradación de la materia orgánica presente en las aguas residuales. La depuración del agua se consigue con la eficiente combinación de diferentes procesos físicos, químicos y biológicos en el interior del medio granular plantado. Por un lado se puede decir que con este tipo de sistemas de tratamiento se obtiene una buena calidad del flujo de agua tratada, los mecanismos de depuración que se dan en el interior del humedal no se conocen todavía muy bien y durante los últimos años, en diversos estudios que se han llevado a cabo, se intenta conocer el funcionamiento de estos humedales, además de estimar y cuantificar éstas vías de degradación que se producen (Kadlec y Knight, 1996; Stottmeister et al., 2003).

Estos sistemas se encuentran entre los más productivos del mundo, lo que se debe en gran medida por la combinación de luz solar, medio filtrante, agua, nutrientes y la presencia de plantas que han desarrollado adaptaciones morfológicas y bioquímicas capaces de tener ventajas en estas condiciones. Esta elevada productividad da como resultado una alta producción microbiana y en consecuencia una alta capacidad de descomponer o mineralizar la materia orgánica presente en el agua residual. Sin embargo, el uso de estos sistemas no se ha extendido, debido a la falta de conocimiento que permita el desarrollo de la tecnología bajo condiciones locales (Wallace, 2004; Caselles-Osorio y García, 2006).

Los humedales construidos se clasifican de acuerdo a la dirección del flujo de agua en el sistema: humedales construidos de flujo subsuperficial vertical, humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y humedales superficiales. En los humedales de flujo superficial (en inglés surface flow constructed wetlands o free water surface constructed wetlands) el agua está expuesta directamente a la atmósfera y circula preferentemente a través de los tallos de los macrófitos. En realidad este tipo de humedales se pueden entender como una modificación del lagunaje convencional con menor profundidad y con plantas. En los humedales de flujo subsuperficial (en inglés subsurface flow constructed wetlands), que incluyen sistemas de flujo vertical y de flujo horizontal,

la circulación del agua es subterránea a través de un medio granular y en contacto con los rizomas y raíces de los macrófitos. Este tipo de humedales se podrían entender como una modificación de los sistemas clásicos de infiltración en el terreno. Así pues los humedales de flujo subsuperficial forman parte de los sistemas naturales de depuración basados en la acción del terreno (como los filtros y los sistemas de infiltración-percolación), mientras que los de flujo superficial pertenecen al grupo de los basados en la acción de mecanismos que suceden en el agua (como los lagunajes) (Kadlec, 2003; Garcia et al., 2004).

Estos sistemas son muy eficientes en la remoción de diferentes contaminantes, incluyendo contaminación bacteriológica, razón por la cual son una tecnología atractiva para nuestro medio a fin de controlar, a un bajo costo los problemas asociados a la transmisión de enfermedades de origen hídrico. Pese a lo anterior, es necesario generar información que se base en las condiciones ambientales propias del trópico.

La presente investigación evaluó el uso de sistemas naturales para la remoción de organismos patógenos en condiciones climáticas tropicales, ya que las experiencias existentes reportadas de esta tecnología en nuestro contexto son limitadas, y no permite su desarrollo bajo condiciones locales.

El trabajo se realizó en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Tecnológica de Pereira, bajo el auspicio de la Facultad de Ciencias Ambientales y con el apoyo del Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento - GIAS.

2. JUSTIFICACIÓN

En la actualidad las aguas residuales domésticas son vertidas a las fuentes hídricas con altos contenidos de materia orgánica y organismos patógenos, lo que genera un alto riesgo de salud pública, por lo que su tratamiento debe ser consecuente con el enfoque de protección que se requiere para garantizar la salud pública (Guerrero, 2007).

Las características del agua residual y sus posteriores usos determinan la tecnología que se necesita para su tratamiento. En los países en desarrollo, el vertimiento de agua residual sin un tratamiento previo, adecuado a cuerpos de agua que luego son utilizados en el abastecimiento para consumo humano, esparcimiento y riego agrícola, implica un alto riesgo de diseminación de enfermedades entéricas. Por ello las tecnologías de tratamiento que se promuevan deberán ser eficientes en la remoción de organismos patógenos y materia orgánica.

En el tratamiento y uso del agua residual doméstica se deben considerar tres dimensiones de la calidad del agua: sanitaria, agronómica y ambiental. La calidad sanitaria está determinada por las concentraciones de patógenos (huevos de Helmintos y Coliformes Fecales entre otros) como indicadores de los niveles de parásitos y bacterias causantes de enfermedades entéricas en el ser humano; la calidad agronómica está relacionada con las concentraciones de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio y oligoelementos) y de aquellos elementos limitantes o tóxicos para la agricultura como la salinidad y niveles excesivos de Boro y metales pesados.

La mayoría de empresas prestadoras de servicios públicos domiciliarios de América Latina prestan los servicios de recolección y disposición de las aguas residuales en cuerpos de agua, sin contemplar ningún tipo de tratamiento. Un reducido grupo de empresas de las grandes ciudades ha incorporado el tratamiento para disminuir los impactos ambientales causados por la disposición, utilizando para dicho tratamiento tecnologías tradicionalmente aplicada en países desarrollados en un marco regulador que establece límites y sanciones para el vertimiento de materia orgánica y elementos tóxicos, sin embargo el manejo de riesgos a la salud por la diseminación de patógenos del agua residual es aún incipiente en la Región (Guerrero, 2007).

El tratamiento de las aguas residuales domésticas es la principal solución para disminuir los impactos generados en las fuentes receptoras de estos efluentes. Anteriormente los cuerpos de agua tenían una capacidad de autodepuración mayor que la actual, lo que se debe principalmente a la disminución de los caudales en ciertas épocas del año y al alto nivel de contaminación de los

vertimientos, causado a su vez por elevado número de habitantes. De acuerdo a la situación descrita, resulta prioritario realizar investigaciones que apunten a la solución de esta problemática.

Desde 1989 existen directrices de la OMS que establecen los límites de los organismos patógenos presentes en el agua residual doméstica que se usa para el riego agrícola. En el caso colombiano, el Decreto 1594 de 1984 establece restricciones de calidad de agua dependiendo del uso del recurso; para riego, el NMP de Coliformes Totales no deberá exceder de 5000 mic/100 ml y para Coliformes Fecales debe ser menor a 1000 mic/100 ml.

Pese a que algunas ciudades han implementado plantas de tratamiento, éstas no remueven adecuadamente los patógenos y sus actividades de operación y mantenimiento no son sostenibles.

El documento Conpes 3177 del 2002 recopila gran parte de la situación diagnóstica del país que muestra que los cuerpos hídricos del país son receptores de vertimientos de aguas residuales y su calidad se ve afectada principalmente por los vertimientos no controlados provenientes del sector agropecuario, doméstico e industrial. En general, todos estos vertimientos ponen en riesgo la salud de los habitantes, dificultan la recuperación de las fuentes, disminuyen la productividad y aumentan los costos de tratamiento del recurso hídrico.

De acuerdo a lo anterior, el uso de ecotecnologías como lo son los humedales construidos, se convierten en una opción viable para contribuir a la solución de esta problemática.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

Establecer el efecto que las plantas y la configuración de los sistemas tiene sobre las eficiencias de remoción de organismos patógenos (Coliformes Totales, E. Coli y Huevos de Helmintos) en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico en condiciones tropicales.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar el efecto que tiene la presencia de plantas en la remoción de organismos patógenos.
- Determinar la mejor configuración de sistemas de humedales construidos de flujo vertical y horizontal subsuperficial para la remoción de organismos patógenos.
- Evaluar el comportamiento de factores ambientales (pH, Temperatura) y materia orgánica, en las unidades experimentales.

4. ALCANCES DE LOS OBJETIVOS Y RESULTADOS ESPERADOS

Con el desarrollo de la presente investigación se determinó la eficiencia de cada uno de las combinaciones de sistemas de tratamiento, en términos de porcentaje de remoción y/o tasas de remoción de indicadores de organismos patógenos. Estos resultados podrán ser utilizados como punto de partida para la generación de parámetros de diseño en la construcción de humedales de flujo subsuperficial, en una posterior fase a escala piloto, que operen bajo condiciones similares a las establecidas en el presente estudio: características del agua residual, altura de la lámina de agua, tipo de vegetación y densidad, tipo y altura del material de soporte y características climatológicas.

A la par con estos resultados, se identificó la máxima eficiencia alcanzada por los sistemas evaluados, en relación con la condición operativa, en términos de remoción de materia orgánica, medida como DQO, DBO₅, SST y nitrógeno en sus diferentes especies.

5. HIPÓTESIS

- El uso de plantas en los humedales contruidos mejora la remoción de organismos patógenos presentes en las aguas residuales domésticas.
- La configuración de unidades de tratamiento incide en la remoción de organismos patógenos presentes en las aguas residuales domésticas.

6. REVISIÓN DE LITERATURA

6.1. PROBLEMÁTICA DEL AGUA RESIDUAL

Como se puede observar en la tabla 1, la situación del saneamiento básico, en especial la recolección y el tratamiento de aguas residuales es dramática en América Latina. Un balance hecho por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2001) muestra que en promedio, menos del 10% de los municipios cuentan con tratamiento de aguas residuales y a nivel rural la situación es aún más crítica. En el caso particular de Colombia, se ha estimado que aproximadamente el 20% de los municipios cuentan con algún sistema de tratamiento, pero de estos solo el 14% funcionan adecuadamente, es decir, menos del 5% del total de las ciudades colombianas manejan correctamente sus aguas residuales (IDEAM, 2004).

Tabla 1. Situación en América Latina en manejo de aguas residuales

País	Municipios con Tratamiento de Aguas Residuales (%)	Población Rural con Sistema de Alcantarillado (%)
Perú	14	22
Colombia	11	17
Guatemala	1	15
Venezuela	10	14
México	15	13
Ecuador	5	10
Cuba	19	8
Puerto Rico	100	6
Brasil	10	6
Chile	17	5
Bolivia	30	2
Uruguay	77	2
Costa Rica	4	1
Argentina	10	1
Panamá	18	0
Bélice	57	0
Rep Dominicana	49	0
Nicaragua	34	0
Paraguay	8	0
Honduras	3	0
El Salvador	2	0
Haití	0	0

Fuente: Organización Mundial de la Salud, 2001.

La causa de esta baja cobertura y sostenibilidad de los sistemas de tratamiento puede relacionarse con los altos costos asociados a los sistemas de tratamiento, tanto en inversión como en operación y mantenimiento, la proliferación de tecnologías no adecuadas para las características sociales y económicas de los municipios y la entrega de obras de saneamiento a comunidades o empresas de servicios públicos con baja capacidad de gestión (WHO, 2001).

Específicamente para Colombia, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, MAVDT en su última evaluación del sector de agua potable y saneamiento (MAVDT, 2008) ha establecido que la brecha de cobertura entre zonas rurales y urbanas es todavía bastante alta (tabla 2). En apariencia se han alcanzado unos valores altos de cobertura, sin embargo esto no refleja aspectos de calidad del servicio.

Tabla 2. Cobertura en agua potable y saneamiento en Colombia

Cobertura en	Grandes ciudades (mas de 500.000 hab.)	Ciudades Intermedias (12.000-500.000 hab.)	Pequeñas ciudades (2.000-12.000 hab.)	Áreas rurales (menos de 2.000 hab.)
Saneamiento	88 %	87 %	60 %	16 %
Agua potable	96 %	87 %	82 %	40 %

Fuente MAVDT, 2008.

Con base en lo expuesto, se puede deducir que en el país existe una gran cantidad de municipios que vierten sus aguas residuales a fuentes de agua localizadas en sus inmediaciones sin hacerles ningún tipo de tratamiento que disminuya el impacto ambiental, representando una amenaza para la salud de la población, en especial de los municipios que obtienen el agua para consumo humano de las mismas fuentes donde se descargan aguas residuales. El problema es mucho más grave cuando los vertimientos de aguas residuales se hacen en fuentes de agua con baja capacidad de asimilación, como quebradas, ríos de bajo caudal, humedales, entre otros. (UNICEF, 2005).

Acorde al MAVDT (2002), los vertimientos de aguas residuales a los cuerpos de agua no solo impactan la vida acuática, si no que principalmente afectan la salud humana especialmente por la contaminación bacteriológica presente en las aguas residuales, constituyéndose en un problema muy relevante a nivel sanitario, puesto que las mismas son portadoras de cantidades significativas de microorganismos patógenos generadores de múltiples enfermedades. Si bien Colombia es uno de los países que se destaca por su alto nivel sanitario, donde se reportó un aumento importante en cobertura de saneamiento básico del 73,2% al 82% entre los años 1993 y 2003 (UNICEF, 2005), se continúan reportando elevados índices de enfermedades asociadas al agua.

La calidad del agua es un factor que limita la disponibilidad de este recurso y restringe el rango de posibles usos, puesto que los ríos colombianos reciben y transportan cargas de agua utilizadas en los diferentes procesos socioeconómicos y vertidas mayoritariamente sin tratamiento previo (IDEAM, 2008), panorama que al hacerse extensivo a la disponibilidad de agua potable, esta se ve necesariamente reducida cuando existen vertimientos aguas arriba de las captaciones de acueductos, trayendo como consecuencia el consumo de aguas de mala calidad (MAVDT, 2002).

La situación en mención se torna especialmente preocupante en zonas rurales, las cuales se caracterizan por tener bajas coberturas de los servicios de acueducto y alcantarillado (UNICEF, 2005), condición que propicia el consumo de agua de mala calidad con la posibilidad de contraer enfermedades; dicho escenario es común puesto que del 56% de la población rural que tiene posibilidad de abastecimiento de agua, tan solo el 6% cuenta con alguna alternativa de desinfección (MAVDT, 2002), riesgo que se ve potenciado por la facilidad de transmisión de enfermedades asociadas a las aguas residuales ya sea por vía oral, por ingesta de aguas contaminadas, por penetración de patógenos (WHO, 1992), e inclusive por la existencia de comida, manos, utensilios y ropa contaminada (WHO, 2006) por contacto con dichas agua.

La presión sobre el recurso hídrico en términos de demanda y calidad, aumenta con el crecimiento poblacional, lo que conlleva a su vez a un incremento de los vertimientos constituyéndose en serias amenazas para la calidad del agua de corrientes existentes. En los países en desarrollo este problema se agudiza con sus necesidades de crecimiento económico, las cuales están asociadas a la producción de vertimientos residuales que contribuyen a la contaminación de las fuentes de agua superficiales y subterráneas, limitando el aprovechamiento hídrico en los lugares subyacentes a los puntos de vertimiento (IDEAM, 2008).

El documento Conpes 3177 del 2002 recopila gran parte de la situación diagnóstica del país que muestra que los cuerpos hídricos del país son receptores de vertimientos de aguas residuales y su calidad se ve afectada principalmente por los vertimientos no controlados provenientes del sector agropecuario, doméstico e industrial. En general todos estos vertimientos ponen en riesgo la salud de los habitantes, dificultan la recuperación de las fuentes, disminuyen la productividad y aumentan los costos de tratamiento del recurso hídrico.

A nivel latinoamericano, la mayoría de empresas prestadoras de servicios públicos domiciliarios prestan los servicios de recolección y disposición de las aguas residuales en cuerpos de agua, sin contemplar ningún tipo de tratamiento. Un reducido grupo de empresas de las grandes ciudades ha incorporado el tratamiento para disminuir los impactos ambientales causados por la disposición, utilizando para dicho tratamiento tecnologías tradicionalmente aplicada en países desarrollados en un marco regulador que establece límites y sanciones para el

vertimiento de materia orgánica y elementos tóxicos, sin embargo el manejo de riesgos a la salud por la diseminación de patógenos del agua residual es aún incipiente en la región (Guerrero, 2007).

Acorde a las cifras reportadas en el documento Conpes 3343 de 2005, el costo total anual promedio del país en salud pública que generan las inadecuadas condiciones de abastecimiento de agua, saneamiento higiene ascienden a \$1,96 billones y genera un gran impacto en las finanzas del País.

6.1.1. Generación

La generación de aguas residuales va a depender de las actividades económicas o productivas que se realicen. En su clasificación más general, las aguas residuales se clasifican en domésticas, industriales y agropecuarias. Cada una de ellas tiene unas características propias en cuanto a volúmenes generados y composiciones química o microbiológica (Metcalf and Eddy, 1996).

Para el caso específico de las aguas residuales domésticas, su generación va a estar soportada o depender de los hábitos y en algunos casos del nivel socio-económico del generador. Para el caso de USA, Metcalf and Eddy presenta un rango que oscila entre 150 y 490 l/persona/día, con un valor típico de 220 l/persona/día.

Para el caso colombiano, el Reglamento Técnico del Sector Agua Potable y Saneamiento (RAS 2000) permite establecer un volumen de agua residual calculado a partir del volumen de agua consumida por habitante (Dotación) afectado por un factor de retorno que se asocia al nivel de complejidad. Aunque este es un buen método para estimar el volumen o caudal de agua residual, se considera aconsejable realizar mediciones directamente en la red de alcantarillado para efectos de mayor precisión. Para el caso específico de Risaralda la generación de aguas residuales ha sido estimada con base en mediciones sistemáticas tomadas en la descarga de aguas residuales, tal como se aprecia en la tabla 3.

El volumen generado de aguas residuales va a tener un impacto sobre la concentración de contaminantes que se vierten: a mayor volumen mas dilución, menor concentración de contaminantes y muy seguramente mayores costos de tratamiento, mientras que una menor generación de vertimientos va a permitir una mayor concentración de contaminantes, menores volúmenes de las unidades requeridas para su tratamiento y por ende menores costos.

Para aguas residuales generadas en una vivienda es posible establecer la contribución que cada actividad del hogar hace al volumen de aguas residuales (figura 1). En este orden de ideas, la mayor contribución de aguas residuales

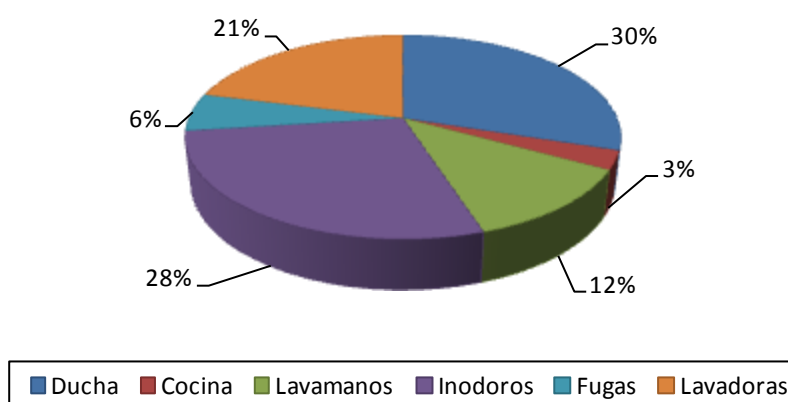
proviene de la ducha, inodoros y lavado de ropa. Cada uno de estos usos del agua genera agua residual con características diferentes. Se considera que las aguas de ducha presentan bajas concentraciones de contaminantes, mientras que las aguas residuales generadas en inodoros presentan, además de altas cargas contaminantes, un riesgo patogénico alto por el contenido de heces Fecales (Crites and Tchobanoglous, 1998).

Tabla 3. Aporte unitario de aguas residuales para diferentes localidades de Risaralda

Municipio	Aporte per cápita (l/habitante-día)
Apía	203
Balboa	117
Belén de Umbría	111
Acuaseo S.A. E.S.P.D.	190
Guática	177
La Celia	217
La Virginia	116
Marsella	90
Mistrató	384
Pueblo rico	118
Quinchía	200
Santuario	174
Serviciudad E.S.P.D.*	141

Fuente: Guerrero, 2007.

Figura 1. Aporte de los usos del agua a la generación de aguas residuales domésticas



Fuente: Adaptado de Metcalf and Eddy, 1996.

6.1.2. Composición

En general se pueden encontrar diferentes compuestos en el agua residual de origen doméstico y estos se pueden clasificar de acuerdo a sus características en físicos, químicos y biológicos. Cada uno de estos componentes tiene un impacto y una significancia ambiental que se resumen en la tabla 4.

Aunque la lista presentada en la tabla 4 es bastante amplia, algunos de estos compuestos pueden estar no presentes en aguas residuales municipales. Por ejemplo, el contenido de metales pesados puede no ser de importancia o de significancia si la fuente generadora (pequeño o mediano asentamiento) no tiene actividades industriales localizadas en su red de alcantarillado.

Tabla 4. Principales compuestos de interés ambiental en aguas residuales

Componente	Importancia ambiental
Sólidos suspendidos	Sedimentación y desarrollo de condiciones anaerobias
Compuestos orgánicos biodegradables	Reducción del contenido de oxígeno disuelto y aparición de condiciones sépticas
Compuestos inorgánicos disueltos	Limitaciones para algunos usos. Reuso o irrigación puede verse afectado.
Metales pesados	Depende de la presencia de industrias en la fuente. Muchos metales son clasificados como prioritarios.
Nutrientes	Causa eutroficación del cuerpo de agua. Contaminación por nitratos y en algunas ocasiones por nitritos de fuentes de abasto.
Patógenos	Enfermedades y riesgo a salud pública.
Contaminantes orgánicos prioritarios	Sospechosos de ser carcinogénicos, mutanogénicos o causar toxicidad. Muchos resisten tratamientos convencionales.

Fuente: Adaptado de Crites and Tchobanoglous, 1998.

Aunque existen estándares internacionales, el Reglamento Técnico del Sector Agua Potable y Saneamiento - RAS 2000 (MAVDT, 2000) define unos aportes per cápita de aguas residuales domésticas que se presentan en la tabla 5 que pueden ser usados como referencia; sin embargo, algunas evaluaciones locales permiten establecer con mayor precisión el aporte. Es así como para el Departamento de Risaralda (tabla 6), se evidencia que si bien los valores se encuentran en el rango sugerido por el RAS, el valor medio (sugerido) varía un poco.

Tabla 5. Aporte de contaminantes per cápita

Parámetro	Intervalo	Valor sugerido
DBO 5 días, 20 °C, g/hab/día	25 - 80	50
Sólidos en suspensión, g/hab/día	30 - 100	50
NH ₃ -N como N, g/hab/día	7.4 - 11	8.4
N Kjeldahl total como N, g/hab/día	9.3 - 13.7	12.0
Coliformes Totales, #/hab/día	2x10 ⁸ - 2x10 ¹¹	2 x10 ¹¹
Salmonella Sp., #/hab/día		1 x10 ¹¹
Nematodos intestinales, #/hab/día		4 x10 ¹¹

Fuente: Adaptado de RAS 2000.

Tabla 6. Aporte perca pita para municipios de Risaralda

Municipio	Cargas unitarias (g/habitante-día)		
	DBO ₅	DQO	SST
Apía	76	108	40
Balboa	82	89	46
Belén de Umbría	50	68	23
Acuaseo S.A. E.S.P.D.	76	114	52
Guática	54	78	32
La Celia	91	144	52
La Virginia	49	62	8
Marsella	34	58	19
Mistrató	55	99	47
Pueblo rico	42	67	26
Quinchía	77	118	46
Santuario	38	74	37
Serviciudad E.S.P.D.*	29	62	21
Min.	29	58	8
Max.	91	144	52
Promedio	58	88	34

Fuente: Adaptado de Guerrero, 2007.

Pese a que existen referencias para evaluar diferentes parámetros que conforman los vertimientos domésticos, la verdad es que los datos existentes se centran en DBO₅, DQO y SST y se cuenta con muy poca información sobre los otros parámetros. La razón principal de esto es que la legislación colombiana, basada en el Decreto 1594 de 1984 (Minsalud, 1984), contempla dos criterios principales para el control de vertimientos: la norma de vertimiento, que establece un criterio general basado en la remoción superior al 80% en carga de DBO₅, SST, Grasas y/o Aceites, pero no contempla la remoción de metales, nutrientes o patógenos. El segundo criterio se basa en el desarrollo de modelos de simulación y permite modificar la norma de vertimiento incorporando normas para los otros parámetros con base en los Usos del Agua. Si bien esta segunda opción es posible desarrollar desde 1984, en pocas áreas del país fue implementada, siendo Risaralda uno de las primeras regiones en establecer o modificar las normas de vertimiento en función de los usos del agua (Resolución 252 de 2007). En breve, la resolución

establece límites o valores de acuerdo al uso para Coliformes Totales y Fecales conforme se presentan en la tabla 7.

Tabla 7. Criterios de calidad del recurso en función del uso

Uso del Recurso	Coliformes Totales (mic/100 ml)	Coliformes Fecales (mic/100 ml)
Consumo Humano y Doméstico previa desinfección	< 1000	< 200
Consumo Humano y Doméstico previo tratamiento convencional	< 20000	< 2000
Preservación de flora y fauna	< 20000	< 2000
Agrícola	< 20000	< 2000
Recreación contacto primario	< 1000	< 200
Recreación contacto secundario	< 5000	< 1000

Fuente: Adaptado de Resolución 252 de 2007, CARDER.

Los valores establecidos implican que deben removerse organismos indicadores de contaminación bacteriana en los vertimientos en tal magnitud que no afecten el uso del recurso establecido. Tal como lo planteó Guerrero (2007), el problema que tiene la región y el país en general, no está asociado a materia orgánica presente en cuerpos de agua y la posible deficiencia de oxígeno que cause. La principal limitación se da en los altos valores de organismos indicadores de contaminación bacteriológica que superan los valores establecidos en la tabla 7 como consecuencia de los vertimientos de origen doméstico. Y en este sentido es necesario evaluar tecnologías que permitan remover organismos patógenos o indicadores de estos de manera eficiente y a bajo costo de acuerdo a las características del país.

6.2. ORGANISMOS PATÓGENOS

Los organismos patógenos se refieren a aquellos microorganismos que pueden afectar la salud del hombre. Se encuentran normalmente en las aguas residuales como un producto de excreción de seres humanos infectados o portadores de una enfermedad particular causada o generada por ese microorganismo. En general se clasifican en tres grandes categorías (Crites and Tchobanoglous, 1998): bacteria, parásitos (Protozoarios y Helmintos) y virus. Un resumen de los principales organismos patógenos encontrados en aguas residuales se presenta en la tabla 8.

Tabla 8. Descripción de principales organismos patógenos presentes en aguas residuales

Organismo	Enfermedad	Observaciones / síntomas
Bacteria		
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis	Diarrea
<i>Escherichia Coli</i>	Gastroenteritis	Diarrea
<i>Legionella pneumophila</i>	Legionario	Neumonía, fiebre
<i>Leptospira</i> (spp.)	Leptospirosis	Ictericia (Enfermedad de Weil), fiebre
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea	Fiebre alta, diarrea, ulceración intestinos
<i>Salmonella</i> (~2100 serotipos)	Salmonelosis	Intoxicación por alimentos
<i>Shigella</i> (4 spp.)	Shigelosis	Disenteria bacilar
<i>Vibrio cholerae</i>	Colera	Diarrea muy fuerte, deshidratación
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Yersinosis	Diarrea
Protozoarios		
<i>Balantidium Coli</i>	Balantidiasis	Diarrea, disenteria
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiasis	Diarrea
<i>Cyclospora</i>	Cyclosporiasis	Diarrea severa, náuseas, vómito
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis	Diarrea prolongada con sangrado, abscesos en el hígado e intestinos
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis	Diarrea severa, náusea, indigestión
Helmintos		
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis	Infestación por gusanos redondos
<i>Enterobius vermicularis</i>	Enterobiasis	Oxiuros, prurito anal
<i>Fasciola hepatica</i>	Fasciolosis	Babosa del hígado
<i>Hymenolepis nana</i>	himenolepiasis	Tenia enana
<i>Taenia saginata</i>	Teniasis vacuna	Parasito platelminto hasta 10 m
<i>T. solium</i>	Teniasis porcina	Parasito platelminto hasta 8 m
<i>Trichuris trichiura</i>	Trichuriasis	Gusano alargado, 5 cm, anemia
Virus		
Adenovirus (51 tipos)	Enfermedad respiratoria	Gastroenteritis, conjuntivitis
Enterovirus (72 tipos)	Gastroenteritis	Afectación cardíaca, meningitis
Hepatitis A	Infección hepática	Inflamación del hígado
Norovirus - Norwalk	Gastroenteritis	Vómito
Parvovirus (3 tipos)	Gastroenteritis	Eritema infeccioso
Rotavirus	Gastroenteritis	Responsable por 50% de casos

Fuente: Adaptado de Crites y Tchobanoglous, 1998.

Debido a que el tracto intestinal humano contiene muchos tipos diferentes de bacterias patógenas o no, este tipo de microorganismos está presente en grandes cantidades y aquellos patógenos son responsables de un alto porcentaje de los cuatro mil millones de casos de diarrea y del millón ochocientos mil muertes que anualmente se presentan en el mundo (OMS, 2007). Se destacan por su impacto las bacterias patógenas *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio* y *Leptospira* que son bastante persistentes y pueden también contaminar alimentos que han estado en contacto con aguas con algún contenido de aguas residuales (Crites y Tchobanoglous, 1998).

De los protozoarios señalados en la tabla 8, *Cryptosporidium parvum*, *Cyclospora* y *Giardia lamblia* son de gran importancia sanitaria por su impacto en individuos con compromisos en su sistema inmune, incluyendo niños, ancianos y personas con VIH. Se caracterizan también por su resistencia y persistencia en el ambiente.

Los parásitos intestinales más importantes que pueden encontrarse en aguas residuales de origen doméstico son los gusanos estomacales *Ascaris lumbricoides*, los gusanos planos *Taenia saginata* y *Taenia solium*, los gusanos alargados *Trichuris trichiura*, entre otros. Se destacan por su capacidad de infestación bien sea en estado adulto o larval o mediante huevo o ovas. Los huevos y las larvas en un rango entre 10 μm y poco más de 100 μm son resistentes a diversas condiciones ambientales y pueden resistir procedimientos convencionales de desinfección de aguas residuales aunque pueden ser removidas por procesos comúnmente usados como sedimentación, filtración y lagunas de estabilización (Crites y Tchobanoglous, 1998).

Con respecto al último grupo de patógenos, en simples palabras, los virus son entidades biológicas, conformadas por un material genético (ADN o ARN) envueltos en una cápsula de proteínas. Los virus necesitan siempre de una célula huésped para reproducirse. Una vez el virus está en el interior del huésped el material genético es liberado programando la célula para producir más virus. Existen más de 100 diferentes tipos de virus entéricos que han sido identificados como causantes de enfermedades y que son transmitidos por aguas contaminadas con aguas residuales con heces humanas. Se destacan en este grupo los virus que causan poliomielitis, meningitis, conjuntivitis, fiebre aftosa humana, afecciones cardíacas, hepatitis, disentería, enfermedad respiratoria aguda, entre otros (Crites y Tchobanoglous, 1998).

El principal hábitat de los organismos patógenos es el tracto intestinal, sin embargo cuando llegan a ambientes naturales empiezan a decaer y ser eliminados, pero pueden ser riesgosos para el hombre. Por esta razón, es de gran interés para la salud pública la persistencia y sobrevivencia de organismos patógenos en el ambiente y en las aguas residuales. Algunos valores típicos son presentados en la tabla 9.

Tabla 9. Persistencia de patógenos (días) en diferentes ambientes entre 20 y 30 °C

Organismo	Aguas frescas y residuales	Cultivos	Suelo
Bacteria			
Coliformes Fecales	30 a 60	15 a 30	50 a 120
<i>Salmonella</i> (spp)	30 a 60	15 a 30	50 a 120
<i>Shigella</i>	10 a 30	5 a 10	50 a 120
<i>Vibrio cholerae</i>	10 a 30	2 a 5	50 a 120
Protozoarios			
<i>Entamoeba histolytica</i>	15 a 30	2 a 10	10 a 20
Helmintos			
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Muchos meses	30 a 60	Muchos meses
Virus			
Enterovirus	50 a 120	15 a 60	20 a 10

Fuente: Adaptado de Crites y Tchobanoglous, 1998.

6.2.1. Indicadores

Debido a la gran variedad y número de organismos patógenos presentes en aguas residuales y cuerpos de agua contaminados, se acostumbra utilizar una serie de indicadores biológicos como indicadores de la presencia o no de patógenos. El indicador más usado corresponde al grupo Coliforme (Coliformes Totales). Las bacterias Coliformes están definidas como bacterias gram negativas de forma alargada capaces de fermentar lactosa con producción de gas a la temperatura de 35 o 37 °C. Su gran debilidad como indicador, es que incluye a microorganismos presentes tanto en el suelo y agua como en el tracto intestinal.

El segundo indicador corresponde a Coliformes Fecales, definidas como aquellas bacterias gram negativas de forma alargada capaces de fermentar lactosa con producción de gas a la temperatura de 44 o 44.5 °C. Es una prueba más específica que los Coliformes Totales, sin embargo abarca un grupo bastante grande de microorganismos. Cada persona descarga de 100 a 400 billones de bacteria Coliforme por día en adición a otro tipo de bacteria.

La presencia de bacteria Coliforme (Totales o Fecales) es un indicador que organismos patógenos pueden estar presentes. Su ausencia es tomada como un indicador de que el agua está libre de organismos causantes de enfermedades.

El tercer indicador, aun mas específico, corresponde a *Escherichia Coli* y es más representativa de contaminación fecal, por ser exclusiva del tracto intestinal de animales de sangre caliente. Su presencia da por confirmado la presencia de heces Fecales y por tanto de patógenos.

A pesar que tanto Coliformes Totales y Fecales den positivos, no es posible aseverar o confirmar que protozoarios están presentes o no. Aun mas, un proceso de desinfección con cloro o luz ultravioleta pueden eliminar el grupo Coliforme, pero no *Cryptosporidium* o *Giardia cysts*. Se acepta que estos indicadores (Coliformes y *E. Coli*) son apropiados para bacteria y virus patógenos pero no para protozoarios (Crites y Tchobanoglous, 1998).

Otra gran desventaja que tiene estos indicadores es que son también generados por otros animales de sangre caliente. *E. Coli* no es un indicador de contaminación fecal exclusivamente humana. Por esta razón se usa el grupo de estreptococos Fecales para confirmar el origen de la contaminación fecal. Un valor alto de la relación Coliforme fecal sobre estreptococo fecal (CF/SF) mayor a cuatro indica contaminación de origen humano, mientras que un valor menor a 0.7 indica contaminación animal, sin embargo, las mediciones tienen que hacerse en un periodo de 24 horas posterior a la descarga (Kadlec and Wallace, 2009). Debido a que sobreviven más largo tiempo que las Coliformes Fecales, los estreptococos Fecales son usados también como un segundo indicador de contaminación fecal.

Es reconocido y aceptado que los Coliformes Fecales no son indicadores de la presencia de contaminación viral en aguas superficiales debido a su alta resistencia a la desactivación natural en comparación que las bacterias. Por esta razón, bacteriofagos (virus que infectan bacteria, tales como MS-2) han sido usados como indicadores virales en sistemas de tratamiento basados en humedales construidos (Kadlec and Wallace, 2009). La enumeración de bacteriofagos es técnicamente más simple y rápida que la enumeración de virus patógenos específicos. El bacteriofago MS-2 es similar en tamaño que enterovirus y es más resistente a la luz ultravioleta, calor y desinfección que muchos de los virus entéricos. Existen experiencias en donde se adicionan cultivos de MS-2 al afluente de humedales para determinar tasas de decaimiento (Kadlec y Wallace, 2009).

6.3. TECNOLOGIAS EXISTENTES PARA LA DESINFECCION DE AGUAS RESIDUALES

Pese a la combinación de diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales, a nivel microbial siguen presentándose cantidades significativas de dichos organismos dado que las operaciones y procesos unitarios en que éstos se basan, no están orientados hacia la eliminación de patógenos. Dicha afirmación se sustenta en el hecho de que las unidades de tratamiento primario se fundamentan en el uso de operaciones físicas para la eliminación de sólidos sedimentables y flotantes en el agua, las unidades de tratamiento secundario se concentran en la eliminación de gran parte de materia orgánica a través de procesos biológicos y químicos y el tratamiento terciario se basa en el uso de combinaciones adicionales

de operaciones y procesos unitarios (tratamiento primario y secundario) para la remoción de nutrientes (Metcalf & Eddy, 1996; Madigan et al ,2004).

Un ejemplo de ello es el reporte efectuado por Cheremisinoff (2002), el cual basado en estudios relacionados con la presencia de virus en aguas residuales, afirma que se ha podido determinar que los sistemas de tratamiento primario tienen un bajo efecto en la remoción de dichos patógenos, tratamientos secundarios como filtros percoladores remueven en promedio tan solo un 40% de este tipo de organismos, y tratamientos secundarios con lodos activados los remueven a tasas entre el 90% y 98% aproximadamente.

En un estudio más detallado Zhang y Farahbakhsh (2007), demostraron que el tratamiento primario y secundario puede remover entre 2 y 3 unidades log para Coliformes Totales y Fecales, Colifagos somáticos y F-Colifago específicos; el tratamiento primario + secundario + terciario (cloración, filtración en arena o discos biológicos) permite remover entre 4 y 5 unidades log de estos indicadores y el incremento de las tasas de remoción de 6 a 7 unidades log para los Coliformes Fecales y Totales con el uso de biorreactores de membrana. Sin embargo, los principales inconvenientes para el uso de estas tecnologías están asociados con altas inversiones y los gastos de funcionamiento (Arias y Brown, 2009).

Acorde a lo planteado por Pelczar et al (1982), Metcalf & Eddy (1996) y Crites & Tchobanoglous (1998) la desinfección corresponde a la eliminación selectiva de organismos patógenos o infecciosos existentes en el agua, lo cual difiere de los procesos de esterilización que se centran en la eliminación de la totalidad de los microorganismos presentes en dicho medio. De igual forma, plantean que los desinfectantes tienen una serie de mecanismos que permiten la eliminación de los organismos patógenos ya bien sea: 1. a través del daño de la pared celular dando lugar a la lisis celular y su posterior muerte, 2. alteración de la permeabilidad selectiva del citoplasma de la célula lo que posibilita el escape de nutrientes vitales como nitrógeno y fósforo (por compuestos fenólicos y detergentes), 3. Alteración de la naturaleza coloidal de protoplasma a través de coagulación del la proteína celular (calor) o desnaturalización de proteínas (por sustancias acidas o básicas), 4. la inhibición de la actividad enzimática (por agentes oxidantes como cloro) y 5. daño de DNA y RNA de las células (Radiación UV).

Crites & Tchobanoglous (1998) reportan la existencia de diferentes alternativas de desinfección las cuales se clasifican como Agentes Químicos (cloro, bromo, yodo, ozono, alcoholes, etc.), Agentes Físicos (calor, luz ultravioleta), Medios Mecánicos (sedimentación, filtración) y Radiación (radiación electromagnética, acústica y de partículas).

Con base en lo mencionado por Pelczar et al (1982), se puede interpretar que la eliminación o inactivación de los microorganismos a través de los distintos métodos existentes depende de las características fisiológicas del patógeno al

igual que de las condiciones ambientales en las cuales se desenvuelven. En relación a ello, Crites & Tchobanoglous (1998) expone que para la aplicación de agentes desinfectantes se deben tomar en consideración aspectos como la mezcla inicial, tiempo de contacto, concentración y tipo de agente desinfectante, intensidad y naturaleza química del agente, temperatura, número y tipo de organismos a atacar y las características del agua residual, puesto que los mismos pueden afectar el óptimo desempeño del agente desinfectante.

Acorde a Pelczar (1982), Metcalf & Eddy (1996) y Crites & Tchobanoglous (1998), otros de los aspectos a considerar para efectos de selección de un desinfectante ideal son 1. Toxicidad para los microorganismos; 2. Solubilidad en el medio; 3. Estabilidad; 4. Nula toxicidad para formas de vida superior; 5. Homogeneidad; 6. Imposibilidad de interacción con materiales extraños; 7. Toxicidad a temperatura ambiente; 8. Penetración; 9. No corrosivo y no colorante; 10. Capacidad desodorante; 11. Disponibilidad.

Con base en lo planteado por USEPA (2003) se puede afirmar que dada la condición de alta efectividad en la eliminación de organismos patógenos propia de los desinfectantes químicos, el Cloro se ha convertido en la sustancia predilecta para desinfección de aguas a nivel mundial, pudiendo ser empleado en forma de Gas Cloro, Hipoclorito de Sodio (líquido) e Hipoclorito de Calcio (Sólido). Sin embargo, dado su alto poder oxidante, este tipo de desinfectantes pueden oxidar la materia orgánica, contaminantes antropogénicos, entre otros, propiciando la formación de “Subproductos de Desinfección” o DBP por sus siglas en inglés, (USEPA, 2003; Richardson et al, 2007), grupo entre los cuales se encuentran clasificados los trihalometanos (THMs), ácidos haloacéticos, bromatos y cloruros, sustancias cuya formación y liberación durante el tratamiento de aguas ha sido de gran preocupación debido a sus peligrosos efectos para la salud humana (Nan et al, 2009) en términos de genotoxicidad y cancerigenidad.

Tomando en consideración los aspectos mencionados con anterioridad y en concordancia con lo expuesto por Pelczar et al (1982), Metcalf & Eddy (1996), Crites & Tchobanoglous (1998) y Cheremisinoff (2002), la desinfección de aguas residuales tratadas con Luz Ultravioleta se constituye en una alternativa muy efectiva, proporcionando la eliminación de una mayor cantidad de virus, esporas, y quistes en comparación con métodos tradicionales (por ejemplo Cloro), no genera toxicidad residual, lo cual garantiza a su vez un aumento de seguridad en el proceso, requiriendo menores espacios que otro tipo de tecnologías. USEPA (1999a) al respecto agrega que este tipo de tecnología requiere un tiempo de contacto mínimo del orden de segundos para alcanzar dicha efectividad de remoción.

Pese a ello existen ciertas desventajas en su uso como lo son la ausencia de efecto residual de desinfección, baja efectividad en la eliminación de algunos virus, esporas y quistes a bajas dosis como aquellas empleadas para la eliminación de

organismos Coliformes y debido al grado de tecnificación de la misma, puede representar unos costos relativamente elevados (Cheremisinoff, 2002). A manera de complemento USEPA (2003) argumenta que otra de las desventajas es el hecho de que una alta turbiedad y presencia de materia orgánica propicia situaciones de protección a los microorganismos de la exposición de rayos UV al igual que incita al incremento de la dosis de luz ultravioleta necesaria para la eliminación de dichos organismos, por ende siendo necesario implementar medidas para la filtración previa del efluente a tratar para disminuir su turbiedad y concentraciones de materia orgánica.

De manera paralela, en décadas recientes, se han emprendido esfuerzos para la implementación de sistemas de tratamiento que incorporen bajos costos globales pero que permitan alcanzar unos niveles mínimos deseables de remoción de contaminantes; al respecto, Metcalf & Eddy (1996) señala a los sistemas naturales como sistemas encaminados al aprovechamiento de las interacciones del agua, el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera donde se generan procesos físicos, químicos y biológicos para propiciar el tratamiento de aguas residuales. Romero (2004) reseña los denominados sistemas de tratamiento acuáticos, los cuales en esencia son aquellos sistemas compuestos por terrenos húmedos o naturales sobre los cuales se efectúa el tratamiento de aguas residuales. En ese orden de ideas, este tipo de sistemas de tratamiento natural han sido desarrollados y aplicados en diferentes contextos, destacándose los humedales construidos.

6.4. HUMEDALES CONSTRUIDOS

En términos generales los humedales son terrenos donde el nivel de saturación de agua es el factor determinante del tipo de suelo, comunidades de plantas y animales que pueden adaptarse y sobrevivir. El agua crea varios problemas fisiológicos para todas las plantas y animales, excepto aquellos que desarrollan mecanismos que les permiten sobrevivir en el agua o en suelos con altos niveles de saturación. Típicamente existen tres principales componentes usados para definir humedales (Mitsch y Gosselink, 1986; Kadlec y Wallace, 2009; IWA, 2000; Stottmeister et al., 2003):

- Presencia de agua. El área es inundada temporal o permanentemente con una profundidad de agua menor a 2 metros, o el suelo es saturado de agua hasta la superficie en algún período de tiempo.
- Los suelos son diferentes a suelos secos adyacentes, son denominados suelos hídricos y poseen características reductoras.
- Soportan vegetación adaptada a las condiciones de humedad del suelo (hidrófitas) y, contrariamente, ausencia de cualquier otra especie vegetal no adaptada. Su adaptación básicamente consiste en crecer en suelos anaerobios.

El tratamiento de aguas residuales con plantas acuáticas ha sido utilizado por el hombre durante siglos; sin embargo, la razón principal de esto fue más por la necesidad de alejar y disponer los residuos líquidos, que el tratamiento como tal; los humedales naturales sirvieron para este propósito en los casos de su proximidad a asentamientos humanos. Descargas no controladas de aguas residuales en humedales naturales ocasionaron en muchos casos alteraciones irreversibles de estos ecosistemas. En nuestros días, sin embargo, se han desarrollado nuevos conocimientos acerca de la importancia y función de los humedales. Se ha reconocido que ellos brindan beneficios como regulación del caudal en cuencas hidrológicas, recarga de acuíferos, control de inundaciones, uso de plantas, refugio de vida silvestre, pesca, control de erosión, banco genético, mejoramiento de calidad del agua, recreación y recuperación de nutrientes entre otros (Kadlec y Knight, 1996; IWA, 2000; Stottmeister et al., 2003).

Comparado con sistemas convencionales de tratamiento, los humedales construidos (HC) son de bajo costo, fácil operación y mantenimiento, y presentan un enorme potencial para la aplicación en países en desarrollo, particularmente para pequeñas poblaciones rurales. Sin embargo, estos sistemas no han encontrado amplio uso debido a la falta de conocimiento y experiencia local para desarrollar la tecnología en condiciones propias (Denny, 1997).

En los países desarrollados, los HC han sido diseñados para imitar los sistemas naturales a fin de tratar varios tipos de agua residual; en contraste, el promedio de adopción de esta tecnología en países en desarrollo ha sido bajo, a pesar de que alrededor de la mitad del área mundial con humedales naturales se encuentra en los trópicos. Además, la mayor parte de estos países en tienen condiciones climáticas que son propicias para una alta actividad bacteriana y productividad biológica, mejorando ostensiblemente el desempeño de los sistemas y aprovechando la riqueza biótica de carácter diverso que ofrecen estas regiones.

Los Humedales Artificiales ó Construidos pueden ser descritos como sistemas diseñados para el tratamiento de aguas residuales, dispuestos en forma de estanque o reservorio que albergan el conjunto de agua, vegetación y sustrato de soporte y que bajo condiciones casi controladas emulan las interacciones de sus similares naturales, permitiendo la depuración de aguas.

Este tipo de sistemas no deben ser considerados como cajas negras en las cuales el agua residual sin tratar ingresa por un extremo y sale ya tratada y apta para ser dispuesta en el suelo o en una fuente receptora por el otro, sino que debe ser entendidos como sistemas complejos en donde sus componentes interactúan entre sí para lograr el cometido de su implementación.

Acorde a USEPA (2000b), este tipo de sistemas combinan procesos físicos, químicos y biológicos resultado de la interacción de sus componentes y que al ser

entendidos de una manera básica, se puede tener éxito en la construcción y operación de los mismos.

Con base en lo anterior, se puede definir a los Humedales Construidos como sistemas complejos para el tratamiento de aguas residuales en donde las interacciones establecidas por las plantas, el medio de soporte y microorganismos permiten la remoción de contaminantes de las aguas a tratar.

En cuanto a unidades de tratamiento, existe una importante variedad de ellos. Se pueden encontrar unidades de Flujo Vertical (FV), en el cual el agua a tratar se lleva a la superficie del sistema y se deja percolar, expuesta a la atmósfera, a través del sustrato hasta el fondo donde el agua es recogida; unidades de Flujo Subsuperficial (HFS), en los cuales el flujo pasa por debajo de la superficie a través del medio de soporte hasta el otro extremo en donde es recolectado; unidades de Flujo Superficial (FS) donde el agua residual fluye en la superficie del lecho a través de los canales formados por la vegetación emergente hasta ser llevado al otro extremo; Sistemas Híbridos que combinan varios de los sistemas mencionados y en los años recientes se ha incursionado en el desarrollo y aplicación de Humedales Evaporativos, los cuales están diseñados para la generación mínima o nula de efluentes tratados (Kadlec y Wallace, 2009).

Con base en lo planteado por Davis (1994) y Kushck & Paredes (2001) se puede argumentar que el sustrato o medio de soporte, a la vez que permite el sostenimiento de las plantas, afecta la velocidad del flujo a través del humedal permitiendo la retención de materia orgánica, el almacenamiento de contaminantes y algunas transformaciones químicas y biológicas de los mismos, gracias a las condiciones aeróbicas y anaeróbicas que se presentan; la vegetación facilita la disminución de la velocidad del agua permitiendo la precipitación de materiales suspendidos, la captura de nutrientes como carbono y nitrógeno para incorporarlos a sus tejidos, permiten el intercambio de gases entre la atmósfera y el sustrato, creando ambientes oxigenados y proveen sitios para el alojamiento bacteriano; los microorganismos se constituyen en el mayor sumidero de carbono orgánico y de muchos nutrientes ya que transforman gran cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas, influyen en las condiciones de oxido-reducción del sustrato y por ende en la capacidad de procesamiento del humedal y se involucran en el reciclaje de nutrientes.

Acorde a las experiencias reportadas por García et al (2004), en la literatura especializada en el tema han sido relacionados diferentes mecanismos de remoción de patógenos en humedales construidos, entre los que se destacan producción de oxígeno y actividad bacteriana en la rizosfera (Brix, 1997), sedimentación, filtración y adsorción (Gersbergh et al, 1989), depredación (Crites & Tchobanoglous, 1998, Decamp et al, 1999), producción potencial de compuestos bactericidas (Seidel, 1976); Kusch y Paredes (2001) destacan como

mecanismo de eliminación de patógenos a nivel primario la muerte natural y a nivel secundario el metabolismo vegetal.

Para mejorar el rendimiento de los Humedales Construidos, se sugiere que éstos sean integrados como componentes de Trenes de Tratamiento. Al respecto, Paredes & Castaño (2001) argumentan que el uso de Humedales de Flujo Subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales, precisa para cada caso específico de algún nivel de pre-tratamiento cuyo objetivo es, por un lado, evitar problemas de operación y mantenimiento, por otro, disminuir los requerimientos de terreno de los Humedales Construidos y además lograr una mayor eficiencia global del sistema de tratamiento. Para tal cometido, pueden ser incorporadas unidades de Pre-tratamiento como rejillas o Tamices, Desarenadores, Tanques Sépticos y/o Filtros Anaeróbicos de Flujo Ascendente.

De igual forma sostienen que cada proyecto en particular tendrá diferentes combinaciones de pre-tratamiento que estarán determinadas por factores como la disponibilidad de recursos económicos, disponibilidad de terreno, complejidad del sistema, etc. USEPA (1993), afirma que al menos algunas formas de tratamiento en el nivel primario son típicamente usadas en Humedales de Flujo Subsuperficial en Estados Unidos y Europa.

Los humedales construidos han demostrado ser tecnologías muy eficientes en cuanto a la remoción de organismos patógenos de las aguas residuales (Khatiwada y Polprasert, 1999; Hagendorf et al., 2000; Karpiscak et al., 2000). En los sistemas de flujo vertical, el tiempo de residencia podría ser muy corto, pero se cuenta con muy poca información sobre datos que corroboren este enunciado. Desde el año 2000 se han realizado varias investigaciones con el fin de desarrollar un sistema de humedales construidos que cumpla con los más estrictos requerimientos de tratamiento (Arias y Brix, 2003; Arias et al., 2003; Brix et al., 2003; Brix y Arias, 2005). Las investigaciones realizadas en otros países, demuestran claramente que los humedales de flujo vertical, son los sistemas de que mejores resultados presentan en general para los diversos contaminantes (Platzer, 1996; Laber et al., 1997; Brix et al., 2003; Weedon, 2003).

Si bien se ha podido demostrar que los humedales construidos pueden ser eficientes en la remoción de organismos patógenos y han sido identificados diversos mecanismos que se dan en los humedales construidos (Stottmeister et al., 2003; Vacca et al., 2005; Struck et al., 2006; Sleytr et al., 2007; García et al., 2008; Kadam et al., 2008; Molleda et al., 2008), no se ha logrado un consenso alrededor de cuál o cuáles de ellos son más o menos influyentes sobre la eficiencia en la remoción ni sobre como las condiciones ambientales del sitio de localización de cada sistema o las características de los efluentes a tratar afectan a su vez a cada uno de estos mecanismos.

En cuanto a los principales mecanismos que intervienen en la remoción de patógenos en los humedales construidos, en general se cree que la mayor parte de éstos tienen lugar en la zona denominada rizoplaneo (Elliott et al., 1984), que es la región en donde hacen contacto la zona radicular de las plantas con el agua y con la superficie.

Los mecanismos más importantes para la remoción de microorganismos patógenos (Ottová et al., 1997) en humedales construidos pueden agruparse en físicos (incluyendo filtración, sedimentación, adsorción y agregación), biológicos (especialmente depredación por protozoos y lisis bacteriana) y químicos (por deterioro oxidativo e influencia de toxinas provenientes de la actividad metabólica de otros microorganismos y de algunas plantas).

- **Mecanismos Físicos**

La filtración consiste en la remoción de partículas suspendidas y coloidales presentes en una suspensión acuosa que escurre a través de un medio poroso (así como el usualmente utilizado a manera de lecho de soporte en los humedales construidos). Asociados a las partículas suspendidas y coloidales removidas suele encontrarse alguna cantidad importante de microorganismos que mediante el proceso denominado agregación se unen a estas para luego ser removidas de forma conjunta. La sedimentación es la remoción por efecto gravitacional de las partículas en suspensión presentes en el agua. Estas partículas deberán tener un peso específico mayor que el fluido. Por el mecanismo de adsorción la vegetación ejerce un efecto sobre los microorganismos, atrayéndolos y reteniéndolos en la superficie radicular; o en el sustrato del biofilm.

- **Biológicos**

Los microorganismos patógenos pueden ingresar a las cadenas tróficas del ambiente subacuático convirtiéndose en alimento para otros microorganismos de mayor tamaño (p.e. protozoos). La lisis bacteriana consiste en la ruptura de la membrana celular, usualmente asociada a cambios bruscos en algunas características físicas o químicas del medio circundante, como el pH o la concentración de sales.

- **Químicos**

El deterioro oxidativo de los microorganismos unicelulares está asociado a desordenes metabólicos en las mitocondrias o al paso del tiempo. Las funciones mitocondriales básicas pierden eficiencia, generando oxidantes que obstaculizan las actividades vitales de la célula desde el interior. Por otra parte, la influencia de las toxinas se genera cuando algunos microorganismos y plantas generan subproductos metabólicos que pueden ser tóxicos para otros microorganismos (incluidos los patógenos).

Aunque en los primeros trabajos realizados a inicios de la década de los 70, para determinar cuál era el principal mecanismo de remoción, se mencionaba el efecto bactericida de las plantas (Stottmeister et al., 2003), la dificultad para explicarlos motivó a varios investigadores a discutir otros mecanismos directos e indirectos asociados a las plantas para la remoción de microorganismos patógenos, como la filtración, la adsorción y la agregación, así como el efecto de los protozoos (Kadlec and Knight, 1996). El rol exacto de estos últimos en la remoción de microorganismos patógenos por los humedales construidos es todavía un tópico abierto de investigación. Depredación por protozoarios y bacteriófagos ha sido identificado como el principal mecanismo de remoción de organismos patógenos en humedales construidos; sin embargo, el papel de los bacteriófagos como competidor de los protozoarios es todavía desconocido (Wand et al., 2007).

Evalutando la eficiencia de varios humedales en Alemania (Hagendorf et al., 2000), observaron los mejores resultados en sistemas con una mezcla de arena y grava con flujo vertical. En los sistemas de flujo horizontal la eficiencia se vio reducida drásticamente por problemas hidráulicos en aquellos que contenían un medio arenoso. Sin embargo, la remoción de patógenos no puede ser explicada únicamente por los efectos de la filtración (Rivera et al., 1995) ni de adsorción en el suelo (Wand et al., 2007). En trabajos con humedales subsuperficiales sembrados con arroz realizados en Paraiba, Brasil, se encontró que el sustrato (material del lecho) fue el factor más relevante en el desempeño del sistema, con respecto a la remoción de microorganismos patógenos, siendo más eficiente el sustrato arenoso que el de grava especialmente cuando la vegetación estuvo asociada con el sustrato de arena, siendo la calidad del efluente suficiente para su reuso en la irrigación de árboles, forraje, cereales y para hidratación de animales de engorde, así como para su descarga directa en cuerpos de agua superficiales, según las normas brasileñas (Meira et al., 2004).

Los mecanismos de remoción de organismos patógenos depende también de las condiciones ambientales. Experiencias con humedales construidos alimentados con vertimientos provenientes de la cría de ganado vacuno, encontraron que condiciones climáticas como los eventos lluviosos y la temperatura del agua residual pueden afectar significativamente el desempeño de los humedales construidos en cuanto a remoción de microorganismos patógenos, pues la efectividad del tratamiento decreció notablemente (de 92% a 71% para *Escherichia Coli*) cuando ocurrieron eventos lluviosos fuertes, probablemente debido al incremento súbito en el nivel del humedal. En cuanto a la temperatura del agua residual, se notó que a medida que ésta aumentó (se registraron temperaturas entre los 4°C y los 31°C) las remociones en *Clostridium* y *Enterococos* se vieron disminuidas. Esto se atribuyó a la reconocida alta resistencia de estos microorganismos a los cambios ambientales (Thurston-Enriquez et al., 2004). En el caso de humedales de flujo superficial, se ha establecido que la luz solar es el principal mecanismo de remoción de microorganismos patógenos. Sin embargo, se pudo demostrar que en zonas

donde estas características no son las más frecuentes, favorecer las condiciones para la formación de un biofilm compacto puede reemplazar este mecanismo. El biofilm y los protozoos asociados son importantes factores de desinfección que pueden mejorar la remoción de microorganismos patógenos, especialmente en condiciones “oscuras” (Scott y Tañer, 2004).

Pese a que los humedales construidos exhiben un buen comportamiento en términos de remoción de patógenos, la efectividad del tratamiento puede verse afectada por factores externos como ingresos súbitos de caudal debido a condiciones climáticas tales como eventos lluviosos (Thurston-Enríquez et al., 2004). Tal aseveración coincide con la expuesta por Ghermandi et al (2006) quien reporta la existencia de una clara correlación entre la eficiencia de remoción de patógenos y los tiempos de retención hidráulico que se presentan en las unidades de tratamiento con humedales construidos.

Para humedales de flujo horizontal, tal premisa cobra sentido si se toma en consideración la relación existente entre la remoción de patógenos con la remoción de sólidos suspendidos Totales (SST), evidenciando la importancia de los mecanismos físicos de separación USEPA (2000a), puesto que prácticamente en su remoción se encuentran implicados los mismos mecanismos (sedimentación, intercepción, adsorción), sin embargo es necesario precisar que ello no implica que los microorganismos sean removidos o eliminados definitivamente, ya que la eficiencia del tratamiento puede verse afectada como consecuencia del efecto de resuspensión de sólidos (y por ende de microorganismos patógenos), provocada por el ingreso de flujos excesivos de agua residual (Perkins and Hunter, 2000; Thurston-Enríquez, 2004), lo cual propicia escenarios de sobrecarga hidráulica que a su vez disminuyen el tiempo de retención hidráulico (TRH), parámetro del cual, acorde a USEPA (1993), depende mucho la remoción de patógenos.

Si bien, diversas fuentes reportan valores medios satisfactorios de remoción de patógenos tras la implementación de trenes de tratamiento con diferentes configuraciones de humedales construidos, aún persisten en dichos efluentes trazas de este tipo de organismos que son descargados sobre las fuentes hídricas, las cuales se constituyen en un peligro potencial para las poblaciones que se abastecen del preciado líquido aguas abajo, siendo necesario entonces la implementación de medidas adicionales de desinfección. Dicha afirmación es sustentada con base en lo planteado por Ghermandi et al (2006), quien afirma que la calidad microbiológica alcanzada en humedales permite el reuso del agua residual tratada en actividades de contacto secundario más no contacto primario (ni mucho menos para ingesta humana), por ende siendo necesario la implementación de medidas de tratamiento avanzado para mejorar la calidad del efluente tratado.

En adición a los mecanismos de remoción, se han desarrollado diversos trabajos para determinar cuál de los sistemas permite una mayor eficiencia de remoción. En la mayoría de los casos no se han encontrado diferencias significativas entre el uso de sistemas horizontales y verticales (Hansen et al., 2004; Vacca et al., 2005) con remociones generalmente de dos unidades log. Pese a esto, algunas experiencias han demostrado que una combinación de sistemas puede permitir incrementar las eficiencias de remoción hasta cuatro unidades log con un beneficio adicional de disminución de áreas (Bederski et al., 2004; Masi et al., 2004). En este sentido investigaciones, bajo condiciones tropicales deben ser desarrolladas para permitir conocer la combinación que produzca una mayor tasa de remoción de patógenos.

El tratamiento de aguas residuales mediante la implementación de Humedales Construidos ha sido destacado por diferentes autores (Davis, 1994; Haberl, 1999; Kivaisi, 2001) ya que se constituye una solución prometedora para ser aplicada en países en vías de desarrollo puesto que emplea procesos naturales, son simples de construir, de operar y de mantener y sus costos globales son bajos.

Según Denny (1997), los Humedales Construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en países en desarrollo se constituye en una poderosa herramienta para el mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades locales, ya que estos sistemas son de tecnología simple, requieren bajos capitales de inversión y mantenimiento al igual que pueden brindar beneficios económicos tras el reciclaje de subproductos.

A parte de tratar aguas, este tipo de sistemas brindan una variada oferta de beneficios como el aprovechamiento de biomasa vegetal que puede ser empleada para la elaboración de productos artesanales (Durán et al, 1999) o para su comercialización. De igual forma acorde a Sucher & Holzer (1999) los lodos removidos de unidades previas en trenes de tratamiento como Tanques de Sedimentación o Sépticos pueden ser procesados, vendidos o utilizados como abono orgánico.

Acorde a CENAGUA (1999) los costos de construcción pueden ser variables dependiendo de las condiciones específicas del terreno, los diseños a emplear y la disponibilidad de materiales de construcción. Dada su condición de sistema natural para el tratamiento de aguas servidas, los Humedales Construidos pueden ser menos costosos de construir que otro tipo de sistemas y sus costos de operación y mantenimiento son bajos (Davis, 1994; Durán et al, 1999), constituyéndose en una muy buena alternativa para áreas rurales y para solucionar la problemática de remoción de patógeno, sin embargo es necesaria aumentar la investigación sobre todo en áreas tropicales.

Considerando lo anterior, es necesario desarrollar procesos investigativos que permitan conocer los efectos que las variables asociadas al tipo de flujo (vertical u

horizontal), la presencia de plantas y la configuración o combinación de humedales tienen sobre la remoción de organismos indicadores de contaminación fecal bajo condiciones tropicales, como es el caso de Colombia.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en la planta piloto establecida en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Tecnológica de Pereira - UTP, Pereira, Colombia, como parte de un proyecto de investigación que evalúa diferentes alternativas de bajo costo para la remoción de organismos patógenos de aguas residuales.

7.1. DISEÑO EXPERIMENTAL

7.1.1. Factores de estudio

En la presente investigación se tienen dos factores: Vegetación (Con siembra y sin Siembra) y Tipo de Sistema (Vertical - Horizontal, Vertical - Vertical y Horizontal - Horizontal), para un total de 6 tratamientos.

En la tabla 10 se presenta el factor de estudio, los niveles y el número de tratamientos propuestos:

Tabla 10. Factor, niveles y tratamientos

FACTOR	NIVELES	No. NIVELES	No. TRATAMIENTOS
VEGETACIÓN	- Con siembra - Sin Siembra	2	6
COMBINACION DE HUMEDALES	- Vertical – Horizontal - Vertical – Vertical - Horizontal – Horizontal	3	

Fuente: Elaboración propia.

Considerando el número de muestras a analizar y el volumen de trabajo asociado a la fase investigativa, el trabajo experimental se hizo sin considerar réplicas. Sin embargo el número de datos generados o muestra tomada garantiza la significancia estadística de los resultados.

7.1.2. Unidades experimentales

Para evaluar la capacidad de remoción de patógenos de los HC, se utilizó una combinación de sistemas de tratamiento con dos factores experimentales. El primer factor es la vegetación, incluye la ausencia o la presencia de plantas, el segundo factor es una combinación de dos tipos diferentes de humedales: Humedal Subsuperficial de Fujo Vertical (HSSFV) / Humedal Subsuperficial de

Flujo Horizontal (HSSFH); HSSFV / HSSFV; y HSSFH/ HSSFH, para un total de 6 combinaciones de tratamientos.

El montaje de las unidades experimentales se realizó en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Tecnológica de Pereira. Las unidades experimentales fueron conformadas por humedales de flujo horizontal subsuperficial (tanques rectangulares de fibra de vidrio de 0.30 m de ancho, 0.80 m de largo y 0.80 m de profundidad) y humedales de flujo vertical subsuperficial (canecas plásticas de 0.55 m de diámetro). Para ambos tipo de unidades el área superficial fue de 0,24 m².

El medio de soporte utilizado para todos los sistemas fue grava de 1 cm de diámetro efectivo y un coeficiente de uniformidad de 2.5 y una porosidad de 0.5. Por su facilidad de crecimiento, disponibilidad y adaptación a un medio filtrante como grava, Papiro (*Cyperus* sp.) fue usado en los sistemas plantados. La densidad inicial de siembre fue de 20 plántulas por m².

Los sistemas fueron alimentados con agua residual clarificada de la Universidad Tecnológica de Pereira mediante la utilización de bombas peristálticas. El agua residual, previo a la alimentación del sistema, fue pre tratada con un tanque de sedimentación para la remoción de Sólidos Suspendidos Totales (SST). La tasa de aplicación o caudal fue de 24 l/d, equivalente a una tasa hidráulica de aplicación de 0.1 m³/m²/d.

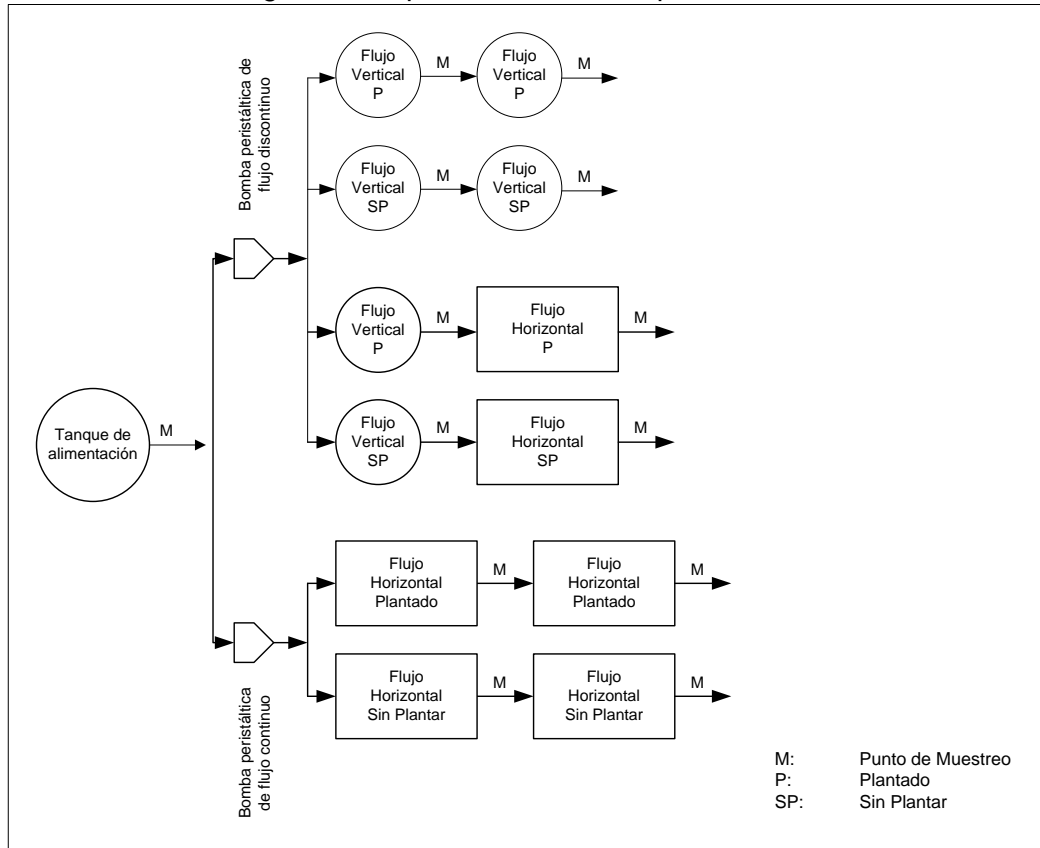
En la figura 2 se muestran de manera esquemática las unidades experimentales y en la tabla 11 se presenta la condición operativa de cada uno de los tratamientos.

7.2. PROGRAMA DE MUESTREO Y TRABAJO DE LABORATORIO

En cada sistema se tomaron muestras en el intermedio y en la salida, y la muestra correspondiente a la entrada se tomó en el tanque de alimentación que es centralizado, para un total de 13 puntos de muestreo (figura 2).

Los análisis de laboratorio se realizaron en el Laboratorio de Química Ambiental de la Universidad Tecnológica de Pereira, siguiendo las técnicas estándar (APHA, 2005) para los parámetros evaluados. En este proyecto se contó con la colaboración de dos tesis de pregrado, uno de Tecnología Química y otro de Química Industrial, quienes desarrollaran sus tesis utilizando las mismas unidades experimentales.

Figura 2. Esquema Unidades experimentales



Fuente: Elaboración propia.

Tabla 11. Condición operativa de los tratamientos

TRATAMIENTO	CONDICIÓN OPERATIVA
1	Humedal de flujo vertical seguido de humedal de flujo vertical (plantados) HSSFVp-HSSFVp
2	Humedal de flujo vertical seguido de humedal de flujo vertical (sin plantar) HSSFVb-HSSFVb
3	Humedal de flujo vertical seguido de humedal de flujo horizontal (plantados) HSSFVp-HSSFHp
4	Humedal de flujo vertical seguido de humedal de flujo horizontal (sin plantar) HSSFVb-HSSFHb
5	Humedal de flujo horizontal seguido de humedal de flujo horizontal (plantados) HSSFHp - HSSFHp
6	Humedal de flujo horizontal seguido de humedal de flujo horizontal (sin plantar) HSSFHb - HSSFHb

Fuente: Elaboración propia.

En las siguientes fotos se puede apreciar parte de las unidades experimentales.



Foto 1. Humedal Vertical Plantado



Foto 2. Humedal Vertical Plantado



Foto 3. Humedal Horizontal Plantado

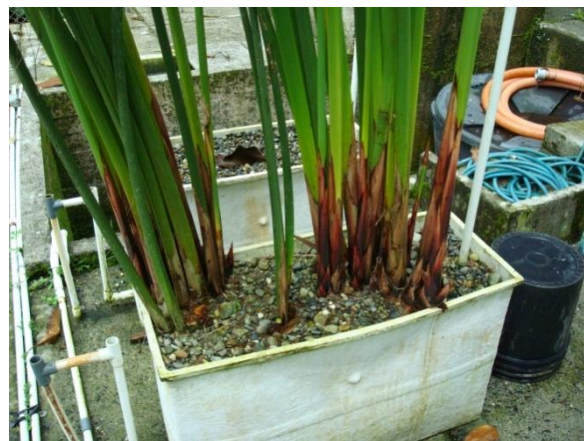


Foto 4. Humedal Horizontal Plantado



Foto 5. Humedal Vertical Plantado y sin Plantar



Foto 6. Humedal Horizontal – Horizontal Plantado y sin Plantar



Foto 7. Humedal Vertical – Horizontal plantado y sin plantar



Foto 8. Humedal Horizontal – Horizontal plantado y sin plantar

En la tabla 12 se presentan los parámetros que se tuvieron en cuenta para determinar la eficiencia de cada proceso, la frecuencia con que se realizó y el método analítico utilizado:

Tabla 12. Parámetros, método analítico y frecuencia de análisis

Parámetros	Método analítico	Frecuencia
pH	pH- metro	Diario in Situ
Temperatura	Termómetro de columna de mercurio	Diario in Situ
Caudal	Volumétrico	Diario in Situ
DBO ₅	Incubación a 20 °C por 5 días, luego medida de oxígeno por método potenciométrico	Quincenal
DQO	Reflujo cerrado, método titulométrico	Quincenal
Sólidos suspendidos Totales (SST)	Gravimétrico	Quincenal
Nitrógeno Total - NTK, NO ₃ -N y NH ₄ -N	Kjeldahl	Quincenal
Coliformes Totales y E. Coli	Filtración por membrana	Semanal
Huevos de Helmintos	Bailenger	Quincenal

Fuente: Elaboración propia.

7.3. CÁLCULO DE LA CARGA SUPERFICIAL APLICADA

La carga superficial diaria (Cs, en g/m²-d) aplicada a cada humedal, se determinó dividiendo la carga afluyente del parámetro evaluado en el tiempo t, por la superficie de la unidad experimental. La expresión empleada fue la siguiente:

$$CsA = CA \text{ (mg/l)} \times Q \text{ (ml/min)} \times FC / AsupH \text{ (m}^2\text{)}.$$

Donde:

CsA	=	Carga superficial, en g/m ² -d
CA (mg/l)	=	Concentración afluyente del parámetro A
Q (ml/min)	=	Caudal afluyente a la unidad experimental
AsupH (m ²)	=	Área superficial de la unidad experimental
FC	=	Factor de conversión para expresar CsA en las unidades indicadas.

El parámetro usualmente definido para establecer la carga superficial aplicada a un sistema de tratamiento es la DBO5 o en su defecto la DQO.

7.4. CARGAS AFLUENTES Y EFLUENTES

Las cargas afluentes diarias a las unidades evaluadas se calcularon como el producto de la concentración del parámetro medido a la entrada (tanque de alimentación) por el caudal afluyente a la unidad i, para el período de tiempo de un día.

La expresión empleada fue:

$$\text{Carga (mg/d)} = Ca \text{ (mg/l)} \times Q \text{ (ml/min)} \times FC \quad (2)$$

Donde:

Carga =	Carga diaria del parámetro, expresada en mg/d.
Ca =	Concentración del parámetro en el afluyente, en (mg/l).
Q =	Caudal afluyente a la unidad experimental, en ml/min.
FC =	Factor de Conversión de unidades (igual a 1,44, para éste caso).

Las cargas efluentes diarias de las unidades evaluadas se calcularon como el producto de la concentración del parámetro medido a la salida de cada unidad experimental por el volumen diario determinado. El volumen diario fue obtenido al

dividir el volumen total recolectado en el período (2 ó 3 días) por el número de días.

La expresión empleada fue:

$$\text{Carga (mg/d)} = \text{Ce (mg/l)} \times \text{V (l/d)} \quad (3)$$

Donde:

Carga = Carga diaria del parámetro, expresada en mg/d.
Ce = Concentración del parámetro en el afluente, en mg/l.
V = Volumen diario efluente de la unidad experimental, en l/d.

7.5. EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES

Las eficiencias de remoción para los parámetros evaluados se obtuvieron aplicando la siguiente expresión:

$$E (\%) = (1 - \text{Carga efluente (mg/d)} \times 100) / \text{Carga afluente (mg/d)}.$$

7.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El experimento se desarrolló mediante muestreos de las unidades experimentales (ue). Se aplicó el diseño de submuestreo, para obtener más de una observación en cada una de las unidades experimentales, considerando el error asociado a la variabilidad de las muestras tomadas dentro de cada unidad experimental. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores, ya que este análisis permite evaluar el efecto individual y conjunto de dos o más factores (variables independientes) sobre una variable dependiente cuantitativa. (Universidad de Cadiz. 2008). Los resultados obtenidos del comportamiento de los tratamientos se analizaron mediante el software estadístico SPSS (Statistical Package for Social Science) versión 17.0.

7.6.1. Hipótesis estadísticas a probar

La siguiente tabla muestra las hipótesis estadísticas planteadas para la presente investigación.

Tabla 13. Hipótesis estadísticas

Factor	H ₀	H _a
VEGETACIÓN	No existe diferencia en la eficiencia de remoción de organismos patógenos, si se utiliza vegetación (con siembra y sin siembra). $H_0 = V_{cs} = V_{sc}$	Existe diferencia en la eficiencia de remoción de organismos patógenos, si se utiliza vegetación (con siembra y sin siembra). $H_a = V_{cs} \neq V_{sc}$
TREN DE HUMEDALES	No existe diferencia en la eficiencia de remoción de organismos patógenos, entre las diferentes configuraciones de los sistemas. $H_0 = ST_1 = ST_2 = ST_3$	Existe diferencia en la eficiencia de remoción de organismos patógenos, entre las diferentes configuraciones de los sistemas. $H_a = ST_i \neq ST_j$

Fuente: Elaboración propia.

7.6.2. Modelo matemático aplicable

$$Y_{ij} = \mu + V + T + \varepsilon_{ijk}$$

Y_{ij} = Variable de respuesta observada en la repetición i, del j-esimo tratamiento

i = 1, 2,..., r

j = 1, 2,..., t

μ = Es la media general

V = Efecto del i-esimo tratamiento. Factor: Vegetación

T = Efecto del i-esimo tratamiento. Factor: Combinación de Tratamientos

ε_{ij} = Error experimental

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 GENERAL

La tabla 14 contiene las principales características del afluente de los sistemas. De acuerdo a los resultados de DBO y DQO, las aguas residuales pueden ser clasificadas como aguas residuales domésticas diluidas (Crites y Tchobanoglous, 1998); sin embargo el contenido de nitrógeno es más alto que el promedio de las aguas residuales domésticas, lo que puede deberse principalmente al mayor uso de orinales en el campus universitario. La relación DBO_5/DQO es de 0.33 en promedio, indicando un bajo contenido de materia orgánica biodegradable; sin embargo hay valores reportados de hasta 0.70. Esta variación puede ser debida a que el alcantarillado de la Universidad es en gran parte combinado. Es de anotar que la Universidad tiene un programa de recolección de residuos y vertimientos de laboratorios que se manejan y disponen de acuerdo a las regulaciones para Respel, con lo cual se minimizan los riesgos de descarga de elementos tóxicos en la red de alcantarillado.

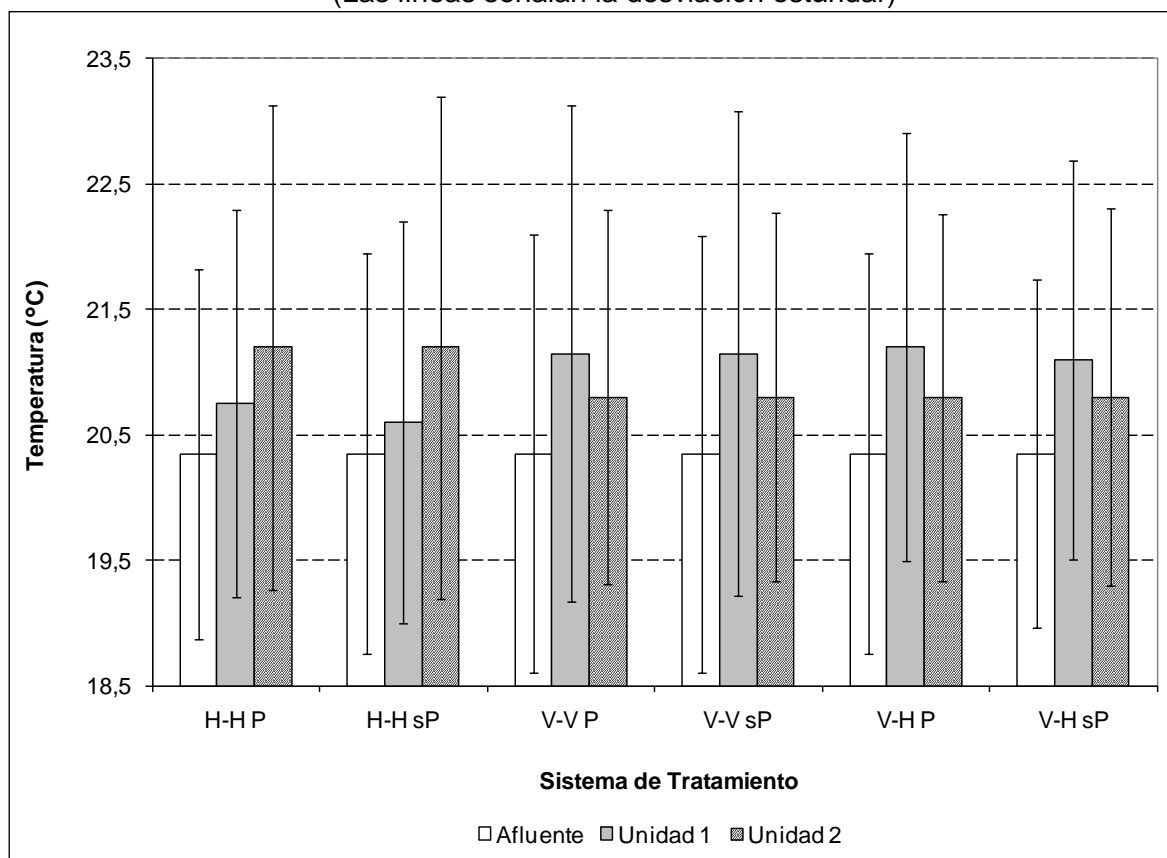
Tabla 14. Composición media del agua residual utilizada en los sistemas experimentales

Parámetro	n	media	min	max.
DQO, mg l ⁻¹	40	339	95	605
DBO ₅ , mg l ⁻¹	15	112	63	207
NTK, mg l ⁻¹	15	83	63	102
NH ₄ -N, mg l ⁻¹	15	76	58	91
NO ₃ -N, mg l ⁻¹	15	3.5	2.5	4.2
Coliformes Totales, CFU/100 ml x 10 ⁶	40	59	2.9	534
E. Coli, CFU/100 ml x 10 ⁶	40	6.4	0.6	26
Helminthos (huevos l ⁻¹)	40	27	16	43

(n = número de muestras).

Todas las unidades de muestra presentan pequeñas variaciones de temperatura entre las diferentes unidades experimentales. La temperatura del agua osciló entre 20 y 21 °C a lo largo del tiempo, esto es causado por las condiciones climáticas del sitio del experimento (promedio de temperatura 22 °C, sin influencias de estaciones). Aunque la temperatura ambiental podría variar entre 18 y 30 °C dentro la jornada, no se detectaron efectos significativos en las unidades experimentales (Ver figura 3).

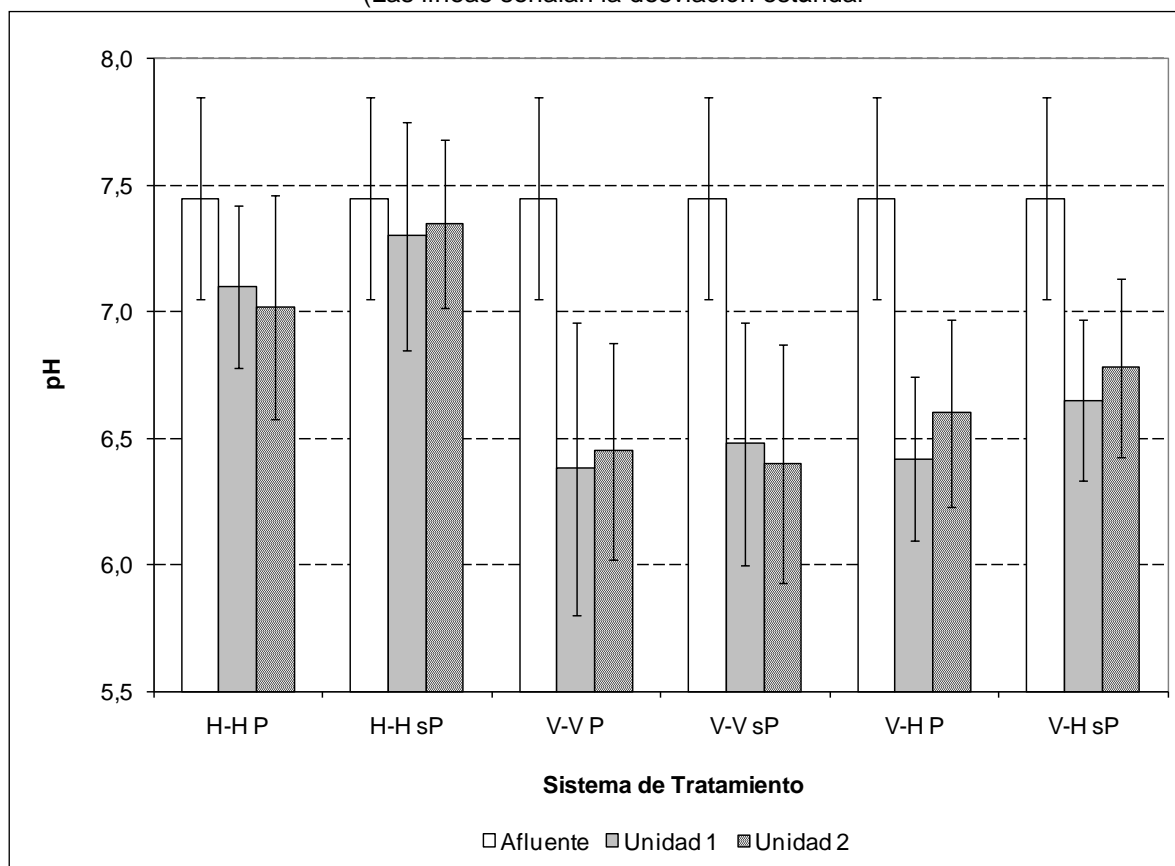
Figura 3. Valor promedio de temperatura de las unidades experimentales
(Las líneas señalan la desviación estándar)



Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al pH, se detectaron los valores más bajos en los sistemas basados en o con el sistema de flujo vertical en su configuración (figura 4). Las variaciones más bajas de pH fueron detectadas en los sistemas de flujo horizontal sin plantar mientras que los sistemas de flujo horizontal plantados presentan una ligera variación en el pH. Este comportamiento podría ser debido a la oxidación del nitrógeno amoniacal en el influente. Los sistemas basados en el flujo vertical tienen condiciones más aireadas (Kadlec and Wallace, 2009) porque la tasa de alimentación de flujo intermitente permite una aireación pasiva, mientras que los sistemas basados en el flujo horizontal dependen principalmente de la difusión de aire y de la transferencia de oxígeno de las plantas dentro del material de soporte.

Figura 4. Valor promedio de pH de las unidades experimentales
(Las líneas señalan la desviación estándar)



Fuente: Elaboración propia.

La oxidación del nitrógeno amoniacal (nitrificación) puede ser el proceso que ocasiona la ligera disminución de pH en las unidades de flujo vertical de acuerdo a la siguiente ecuación:

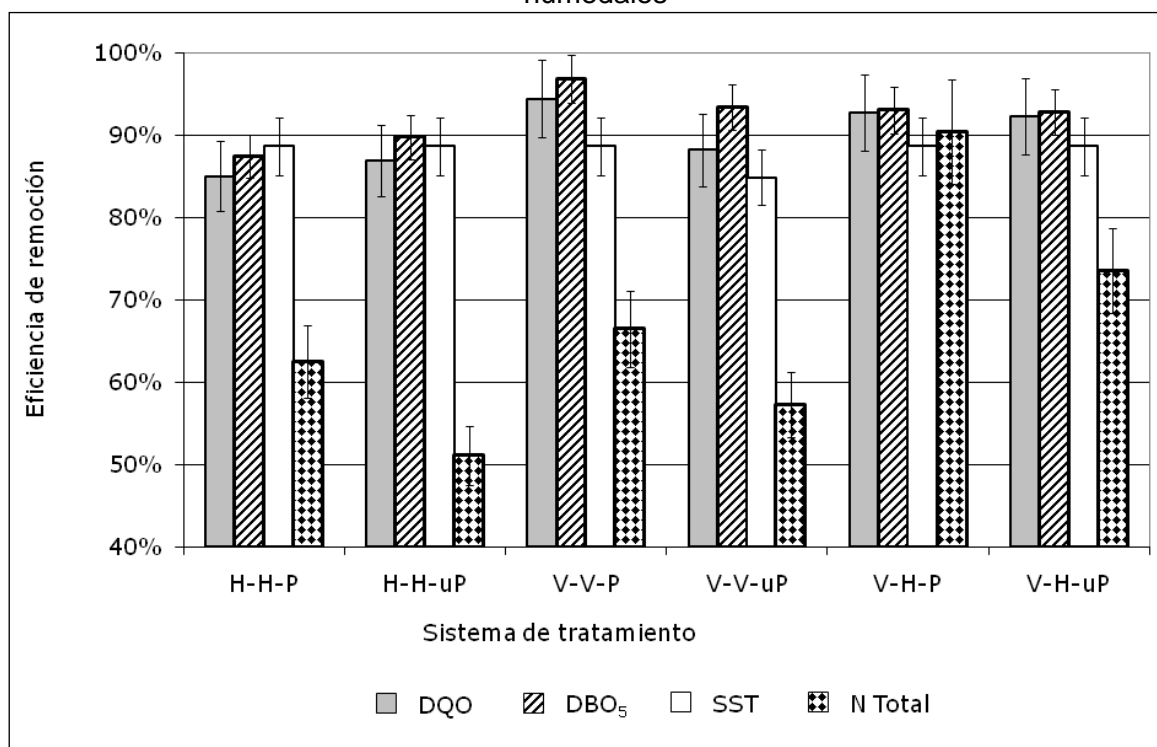


La ecuación 1 muestra que la oxidación de amoníaco produce dos moles de hidrógeno que van a consumir la alcalinidad disponible, llevando a una disminución de pH. Es importante anotar que aunque se produce una caída de pH en los sistemas verticales, ésta no es tan dramática como para ocasionar inhibiciones en procesos de degradación de contaminantes.

En general, todos los sistemas presentan altas tasa de remoción de DQO, DBO₅ y SST (figura 5); sin embargo la combinación de dos sistemas plantados de flujo vertical subsuperficial producen los porcentajes más altos de remoción de esos parámetros y las concentraciones están por debajo de 30 y 10 mg l⁻¹ para DQO y

DBO₅ respectivamente. No es posible definir una diferencia clara entre los sistemas plantados y sin plantar para la remoción de DQO y DBO y estadísticamente no hay diferencias significativas entre ellos. Por otra parte, para la remoción de nitrógeno, la combinación de un sistema de flujo subsuperficial vertical y uno de flujo horizontal, con la presencia de plantas, permitió la remoción de los valores más altos de nitrógeno (90%), mientras que la combinación de dos sistemas de flujo subsuperficial horizontal sin plantar tuvieron los valores más bajos en la remoción de nitrógeno total (51%). Para todos los casos, los sistemas plantados removieron más nitrógeno total que los sistemas sin plantar.

Figura 5. Porcentaje de remoción para cada configuración de tratamiento mediante humedales

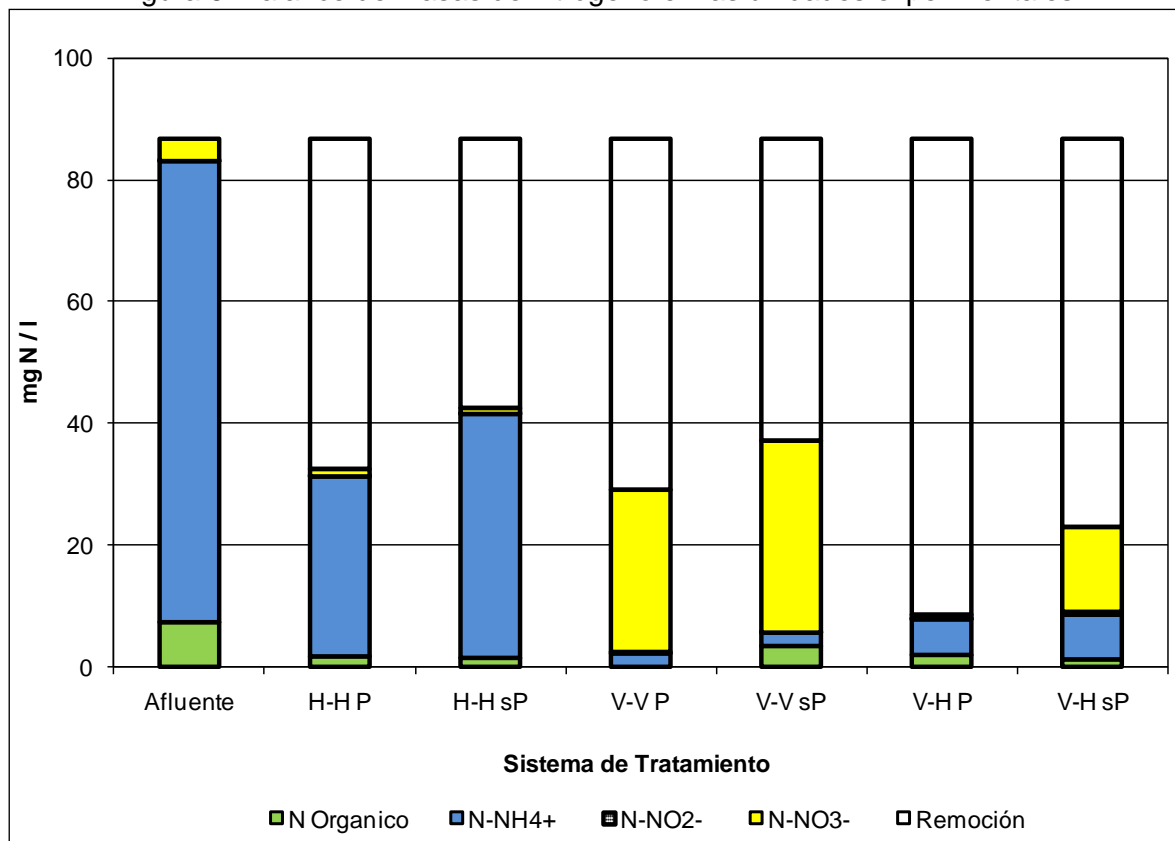


Fuente: Elaboración propia.

Una explicación más detallada de la remoción de nitrógeno y los procesos de transformación requieren de una mirada a las diferentes especies de nitrógeno (figura 6). En los sistemas de flujo horizontal subsuperficial no todo el nitrógeno amoniacal es removido y está presente en el efluente de la segunda unidad. La limitada transferencia de oxígeno al medio filtrante ha sido indicado como el principal factor limitante para la remoción de nitrógeno (Paredes et al., 2007a; Kadlec y Wallace, 2009; Maltais-Landry et al., 2009). Debe tenerse presente que hay dos mecanismos básicos de aireación en sistemas de flujo horizontal subsuperficial: la transferencia de oxígeno a la zona radicular por parte de las

plantas y la difusión de aire a la fase acuosa. En este tipo de sistemas la realidad es que la transferencia es baja y el papel de las plantas como elemento generador de oxígeno ha sido revaluado: las plantas efectivamente traslocan oxígeno a su zona radicular, pero la cantidad es limitada y muchas veces por debajo de las demandas requeridas para oxidar la DBO carbonacea y la demanda para oxidación de nitrógeno (Kadlec y Wallace, 2009; Paredes et al., 2007^a; Brix, 1997).

Figura 6. Balance de masas de nitrógeno en las unidades experimentales



Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, la combinación de sistemas de flujo vertical presentan las tasas más altas de remoción de amonio y acumulación de nitratos, que es debido a la mayor transferencia de oxígeno que se da en estos sistemas. La alimentación intermitente que se da en estos sistemas permite que se presenten capas de aire entre capas de agua que contribuyen a una mayor transferencia de oxígeno a la fase acuosa. En general, los sistemas verticales son mas aireados que sistemas horizontales permitiendo oxidación de nitrógeno (nitrificación), pero limitando la denitrificación por ausencia de áreas o zonas anaerobias (Kadlec y Wallace, 2009).

La nitrificación se podría definir como el principal proceso de transformación del nitrógeno y también es la causa de la reducción del pH de esas unidades. Al final, la combinación de SSHF CW produjo una tasa de remoción de nitrógeno total similar al de los sistemas basados en una combinación de SSVF CW. La mejor combinación para la remoción de nitrógeno total fue SSVF - SSHF que alcanzó una remoción del 90%. Los principales mecanismos para la remoción de nitrógeno podrían estar asociados a la nitrificación en los sistemas basados en el flujo vertical y la denitrificación en los sistemas basados en el flujo horizontal.

En general, los sistemas plantados presentaron tasas de remoción de nitrógeno más altas y significativas en comparación con los sistemas sin plantas. En el pasado se han planteado discusiones al rol de las plantas en la remoción de materia orgánica y nutrientes, siendo bastante claro el efecto para la remoción de nitrógeno, mientras que la discusión continúa respecto a la remoción de materia orgánica. En general, sistemas plantados tienen tasas de remoción de nitrógeno superiores en comparación con sistemas no plantados (Brix, 1997; Kadlec y Wallace, 2009).

La tasa de remoción de nitrógeno obtenida en el sistema conformado por humedal vertical – horizontal fue de $3.9 \text{ g/m}^2/\text{d}$ (considerando el área de ambos humedales) que es superior a los reportados por los autores que trabajan con unidades de humedales construidos (Fountoulakis et al., 2009; Vymazal, 2007; Brix and Arias, 2005). En general, humedales de flujo subsuperficial horizontal remueven valores por debajo a $1.0 \text{ g/m}^2/\text{d}$, mientras que en los sistemas verticales no hay remoción de nitrógeno total, pero sí oxidación a nitratos (Paredes et al., 2007a).

A manera de conclusión general, el sistema plantado conformado por una unidad de flujo vertical seguida por otra de flujo horizontal presenta las mayores tasas de remoción de DBO₅, SST y Nitrógeno, superando inclusive las exigencias de remoción y normas de vertimiento establecidas en la legislación colombiana.

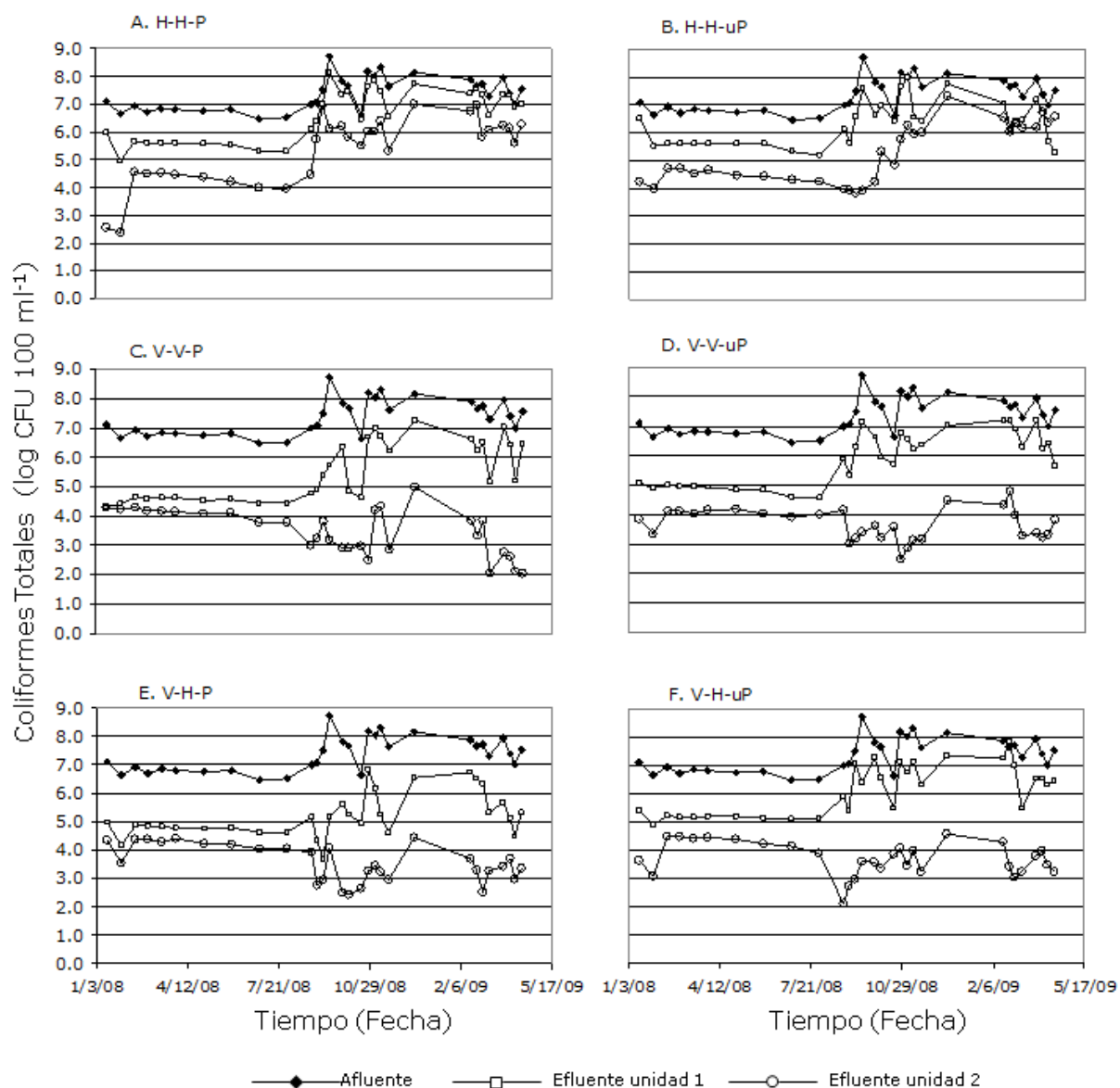
8.2. REMOCIÓN DE PATÓGENOS

Como se mencionaba en materiales y métodos, el elemento central de la presente investigación es la remoción de indicadores de organismos patógenos. Para ello se escogieron tres indicadores: Coliformes Totales, E. Coli y huevos de Helmintos. Tal como se mencionó en la revisión de literatura, cada uno presenta ventajas y desventajas, pero en general dan indicios más o menos ajustados a la realidad de la remoción de organismos patógenos en humedales.

La figura 7 presenta el comportamiento en el tiempo de los Coliformes Totales para la entrada a cada uno de los sistemas, la salida de la unidad intermedia y el efluente final del tren de tratamiento (efluente de la segunda unidad), mientras que

la figura 8 presenta los datos obtenidos para *Escherichia Coli* y la figura 9 presenta los valores obtenidos para huevos de Helmintos.

Figura 7. Comportamiento en el tiempo de Coliformes Totales para cada una de las unidades experimentales

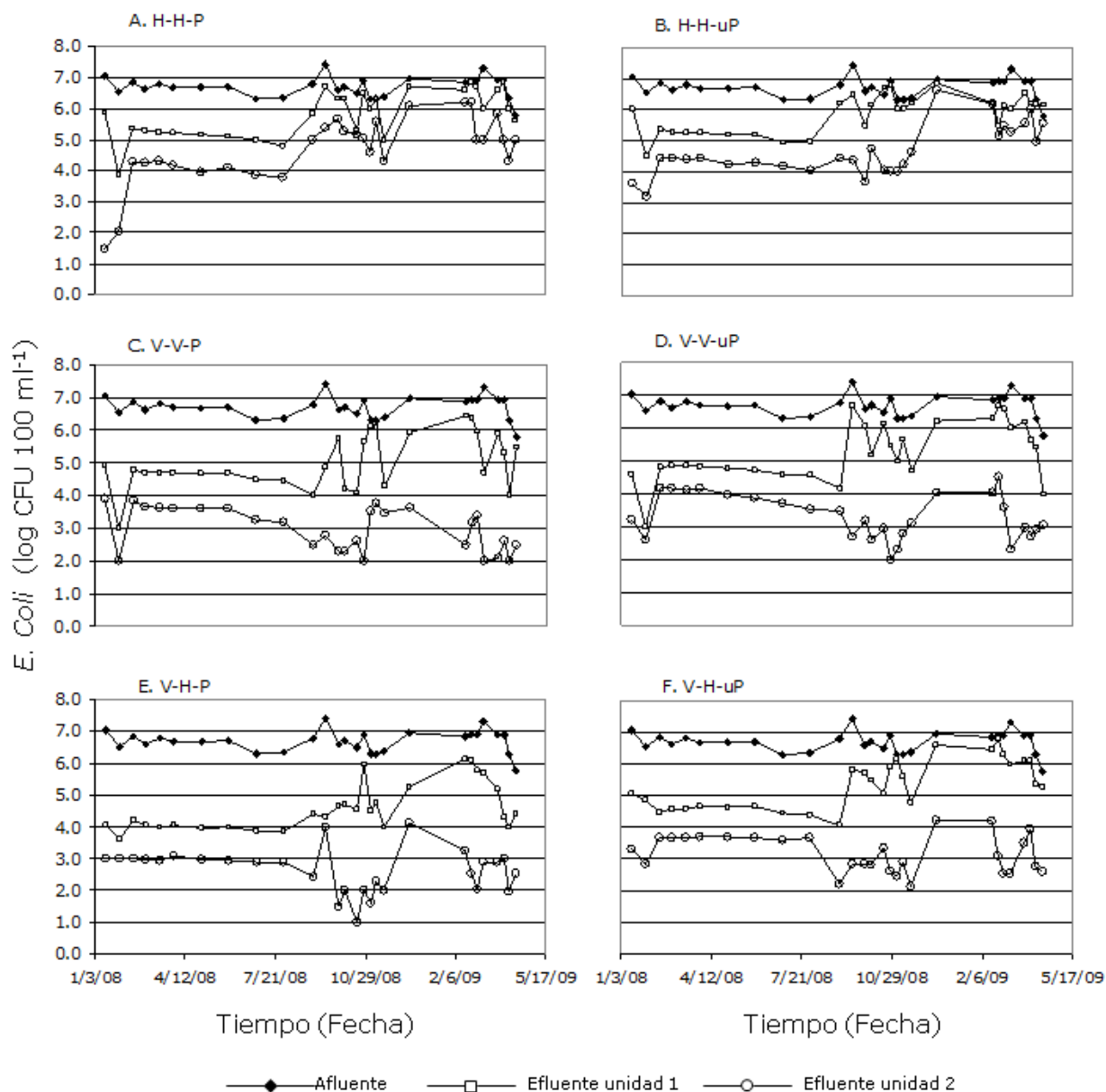


Fuente: Elaboración propia.

A: combinación de humedales horizontales plantados, B: Combinación de humedales horizontales sin plantas, C: Combinación de sistemas verticales plantados; D: Combinación de sistemas verticales sin plantas; E: Combinación de sistema vertical – horizontal plantado; F: Combinación de sistema vertical – horizontal sin plantas.

Es importante anotar que los sistemas de flujo vertical tienden a presentar valores más bajos de Coliformes Totales con el paso del tiempo, con valores más uniformes a la salida de la segunda unidad, en comparación con los obtenidos en los sistemas basados solo en flujo horizontal.

Figura 8. Comportamiento en el tiempo de *E. Coli* para cada una de las unidades experimentales



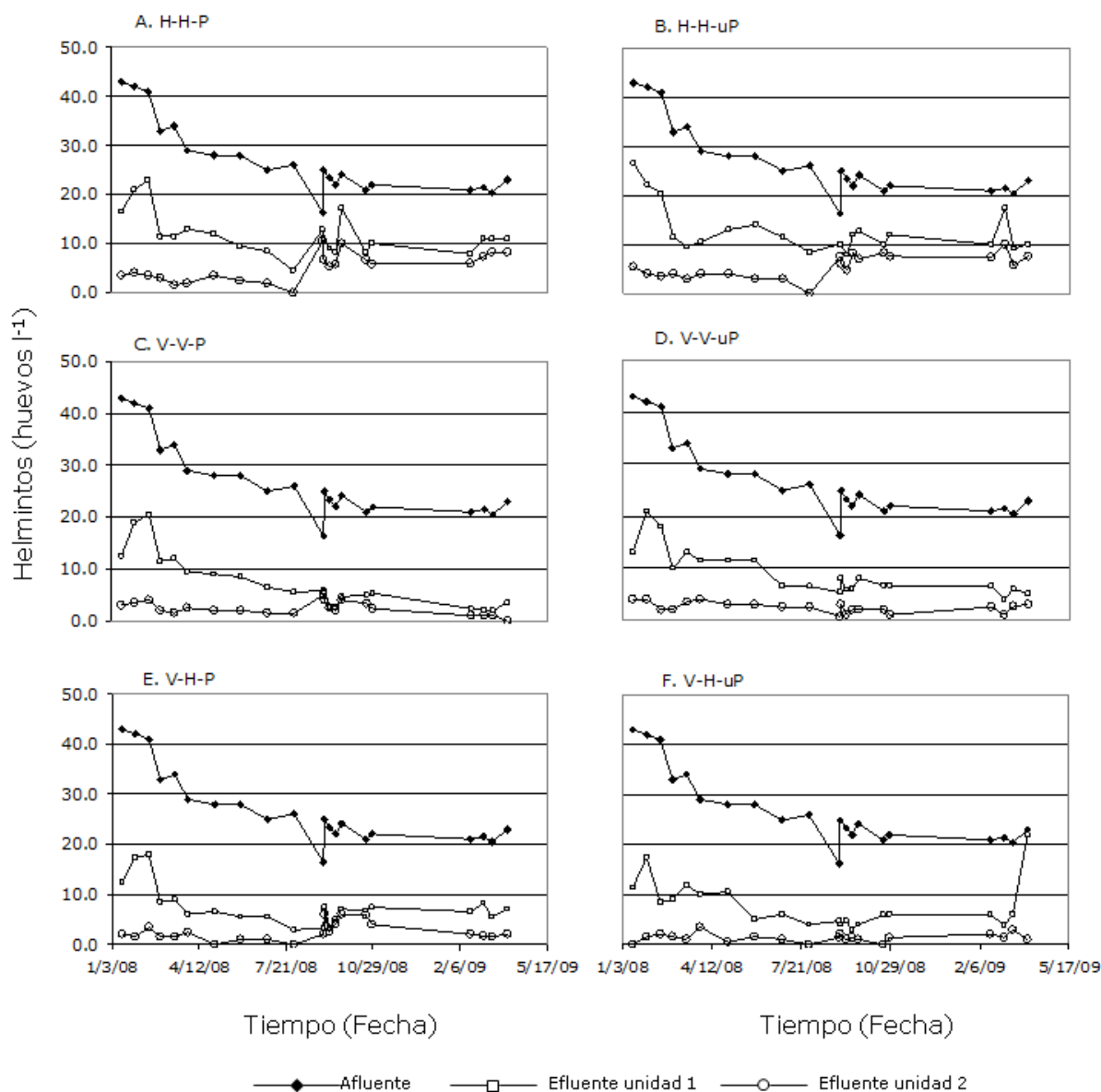
Fuente: Elaboración propia.

A: combinación de humedales horizontales plantados, B: Combinación de humedales horizontales sin plantas, C: Combinación de sistemas verticales plantados; D:

Combinación de sistemas verticales sin plantas; E: Combinación de sistema vertical – horizontal plantado; F: Combinación de sistema vertical – horizontal sin plantas.

E. Coli se comporta en forma similar a Coliformes Totales, siendo estables y con pocas variaciones a la salida de la segunda unidad de los sistemas que tienen un humedal de flujo vertical como primera etapa.

Figura 9. Comportamiento en el tiempo de huevos de Helminto para cada una de las unidades experimentales



Fuente: Elaboración propia.

A: combinación de humedales horizontales plantados, B: Combinación de humedales horizontales sin plantas, C: Combinación de sistemas verticales plantados; D:

Combinación de sistemas verticales sin plantas; E: Combinación de sistema vertical – horizontal plantado; F: Combinación de sistema vertical – horizontal sin plantas.

Se evidencia de esta última grafica que la mayor remoción o retención de Helmintos se da en la primera unidad, mientras que para los otros indicadores contribuyen de manera similar cada una de las unidades de tratamiento.

Los promedios de concentración y las desviaciones estándar de los indicadores de patógenos (Coliformes Totales, E. Coli y Helmintos) para cada componente de cada combinación de tratamiento de humedales, son presentados en la tabla 15. Para el influente, los parámetros están en el rango típico de agua residual doméstica (Crites and Tchobanoglous, 1998); sin embargo, se detectaron algunas variaciones a lo largo de tiempo causadas por la variación de la población dentro de campus durante los periodos de clases y vacaciones (figuras 7 a 9).

Tabla 15. Concentraciones de los parámetros microbiológicos del afluente y efluente para cada unidad y cada combinación de tratamientos

Parámetro	Afluente	H - H P		H - H sP		V - V P		V - V sP		V - H P		V - H sP	
		Efluente											
		Unidad 1	Unidad 2	Unidad 1	Unidad 2	Unidad 1	Unidad 2	Unidad 1	Unidad 2	Unidad 1	Unidad 2	Unidad 1	Unidad 2
Coliformes Total (UFC/100 ml)													
Media (x 10 ⁴)	5929,1	1837,1	169,1	1064,6	160,9	229,0	1,0	368,5	0,9	84,3	0,8	697,2	1,0
SD (x 10 ⁴)	10342,3	2755,0	285,3	2193,9	397,5	405,9	1,8	529,4	1,2	168,6	0,9	1396,2	1,1
E. Coli													
Media (x 10 ⁴)	642	187,4	25,9	147,8	29,9	42,8	0,2	87,3	0,6	19,3	0,1	83,6	0,3
SD (x 10 ⁴)	5446	222,8	45,5	183,2	81,4	68,1	0,2	139,3	0,8	38,2	0,3	138,8	0,4
Helmintos (Huevos l ⁻¹)													
Media	27	11,8	5,1	12,8	5,4	7,4	2,4	9,1	2,4	7,6	2,5	7,8	1,3
SD	7,5	4,4	2,9	4,9	2,4	5,3	1,3	4,4	1,0	4,0	1,8	4,8	0,9

Fuente: Elaboración propia.

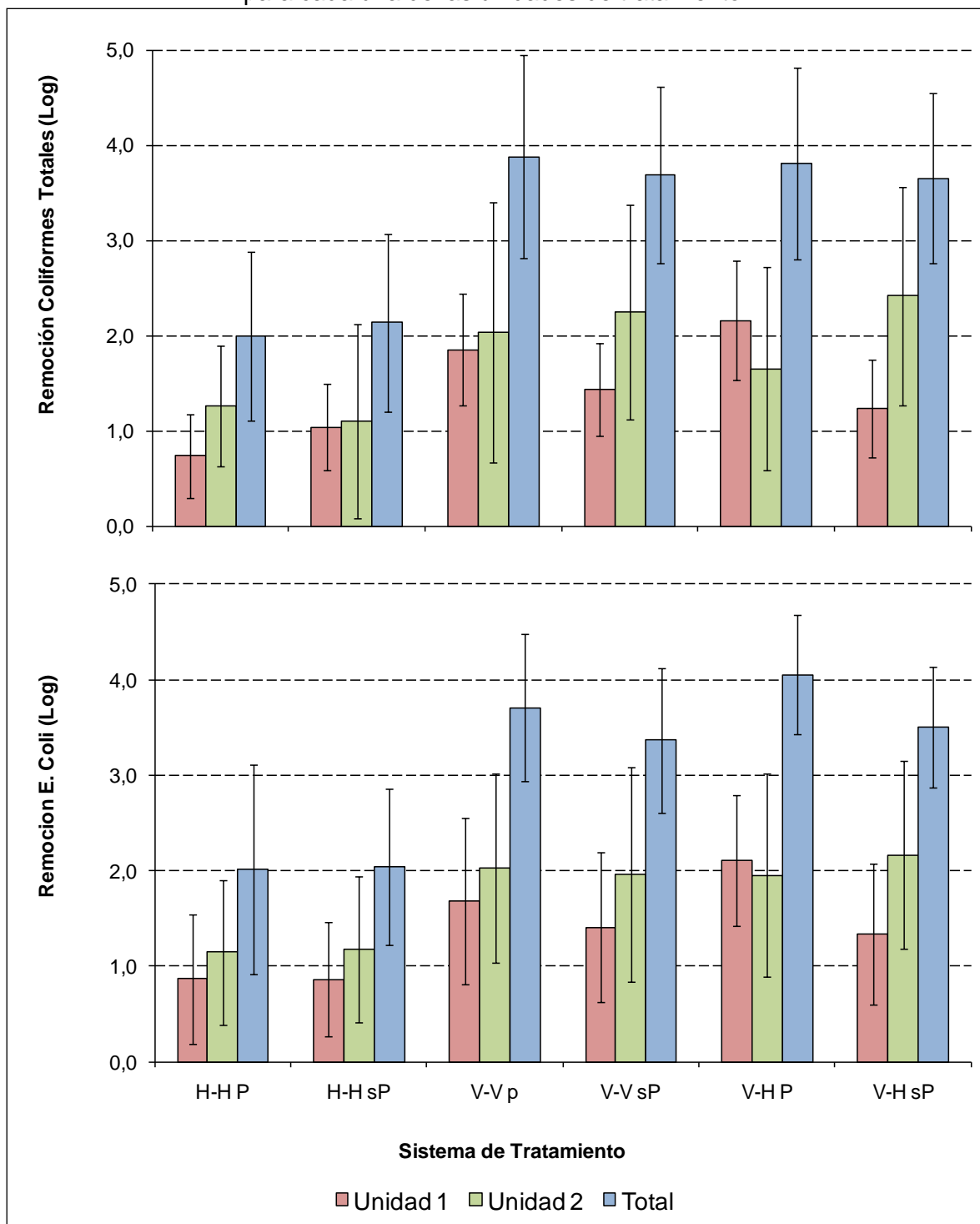
La figura 10 presenta las remociones obtenidas en Coliformes Totales y E. Coli para cada una de las unidades experimentales, expresadas en unidades log removidas.

En la tabla 16 se observan los resultados de la prueba de los efectos de inter-sujetos, se puede inferir que en la remoción de Coliformes Totales no existe una diferencia significativa si se utiliza vegetación en los sistemas de tratamiento ($p=0,574>0.05$), sin embargo en la configuración de las unidades experimentales existe una diferencia significativa ($p=0,000<0.05$). En cuanto a la interacción de los factores (Vegetación – Configuración) no se observan diferencias significativas ($p=0,495>0.05$).

Según los resultados arrojados con la prueba de los efectos inter-sujetos (modelo corregido) se puede precisar que el modelo explica de manera significativa la variación observada en la variable dependiente ($p=0,000<0.05$), lo que se puede corroborar con el valor de R^2 (0.483), que indica que los tres efectos incluidos en

el modelo (vegetation, configuration y vegetation * configuration) explican en un 48.3% la varianza de la variable dependiente (Coliformes Totales).

Figura 10. Remoción de Coliformes Totales y E. Coli (expresadas como unidades log) para cada una de las unidades de tratamiento



Fuente: Elaboración propia.

Tabla 16. Análisis de Varianza, Variable dependiente: Coliformes Totales

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	116,724(a)	5	23,345	32,499	0,000
Intersección	3126,667	1	3126,667	4352,69	0,000
Vegetation	,228	1	,228	,317	0,574
Configuration	115,481	2	57,741	80,382	0,000
Vegetation *	1,015	2	0,507	0,706	0,495
Error	124,989	174	0,718		
Total	3368,380	180			
Total corregida	241,713	179			

a R cuadrado = ,483 (R cuadrado corregida = ,468)

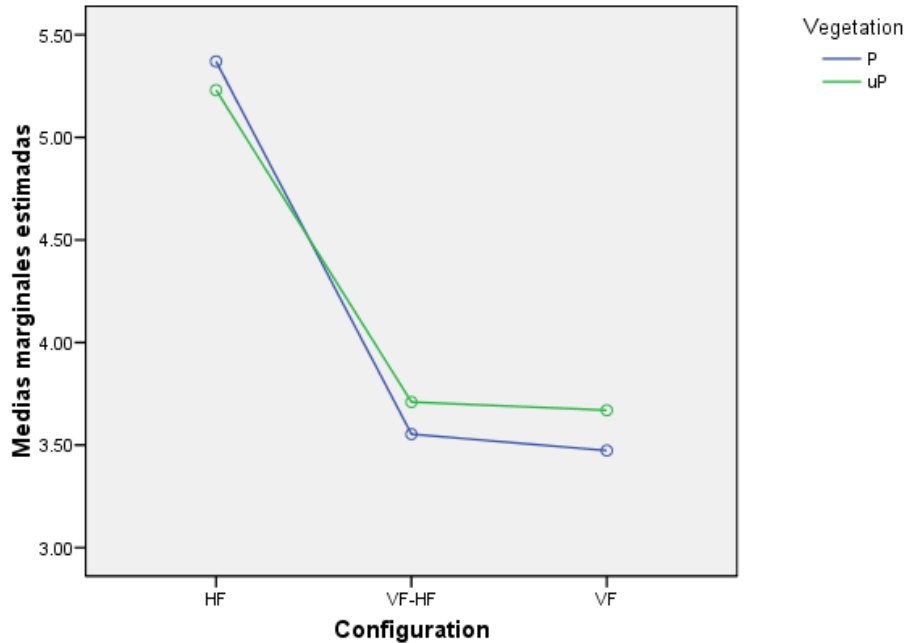
Fuente: Elaboración propia.

Las diferencias no significativas entre sistemas plantados y sin plantar puede deberse a la presencia de bacterias en el suelo y agua, y los humedales construidos pueden tener condiciones ambientales favorables para el crecimiento bacterial (Kadlec et al., 2009).

Las pruebas post hoc de Tukey indican que no existen diferencias significativas entre el grupo de los humedales vertical-vertical (VF-VF) y vertical-horizontal (VF-HF) ($p = 0,921 > 0,05$), pero sí existen diferencias significativas del grupo conformado por humedales horizontales (HF-HF) ($p = 0,000 < 0,05$) con los otros dos grupos (VF y VF-HF), lo que se corrobora con la prueba de Games-Howell en la cual se observa que entre VF-VF y VF-HF no existen diferencias significativas ($p = 0,871 > 0,05$), pero sí existen entre el HF-HF con los grupos (VF-VF y VF-HF) ($p = 0,000 < 0,05$).

El gráfico de perfiles (Figura 11) permite también corroborar que no existen diferencias significativas entre los grupos VF-VF y VF-HF, pero sí existe una diferencia significativa entre el grupo HF-HF y los otros dos grupos. En la figura 11 se observa que el sistema de tratamiento que presenta las mejores remociones de Coliformes Totales es el VF plantado, seguido de la configuración VF-HF plantado.

Figura 11. Medidas marginales estimadas para Coliformes Totales



Fuente: Elaboración propia.

Respecto a *E. Coli*, en la tabla 17 se observan los resultados obtenidos con la prueba de los efectos de inter-sujetos. Se puede inferir que en la remoción de *E. Coli* existe una diferencia significativa si se utiliza vegetación en los sistemas de tratamiento ($p=0,017<0.05$), y lo mismo ocurre en la configuración de las unidades experimentales, ($p=0,000<0.05$). En la interacción de los factores (Vegetación - Configuración) no se observan diferencias significativas ($p=0,139>0.05$).

Tabla 17. Análisis de Varianza, Variable dependiente: *E. Coli*

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	106,868(a)	5	21,374	35,479	0,000
Intersección	2140,643	1	2140,643	3553,31	0,000
Vegetacion	3,489	1	3,489	5,791	0,017
Combinacion	100,974	2	50,487	83,805	0,000
Vegetacion *	2,406	2	1,203	1,997	0,139
Error	97,595	162	0,602		
Total	2345,107	168			
Total corregida	204,463	167			

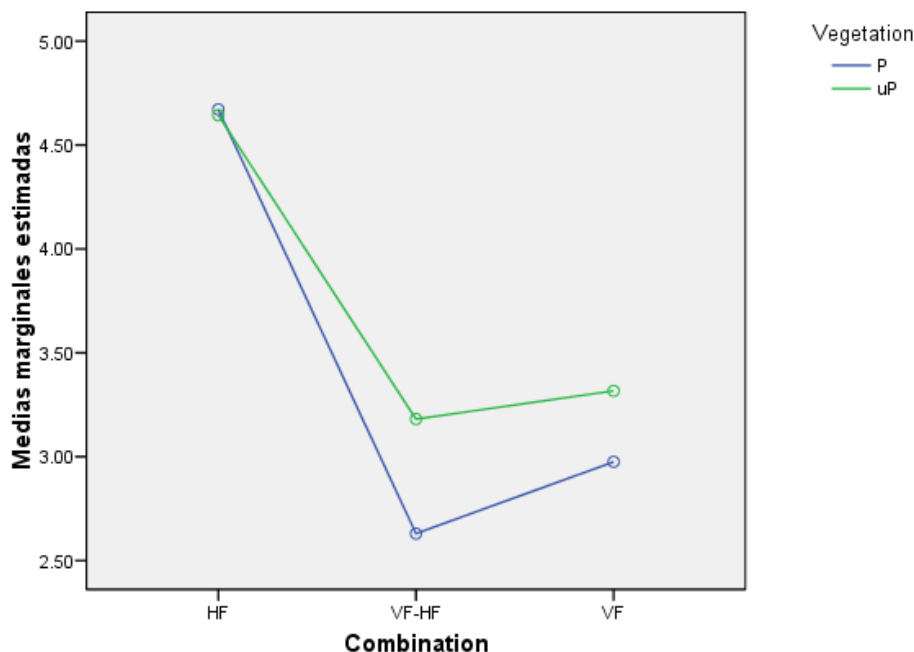
a R cuadrado = ,523 (R cuadrado corregida = ,508)

Fuente: Elaboración propia.

Para la remoción de *E. Coli*, según la prueba post hoc de Tukey no existen diferencias significativas entre el grupo de los humedales VF-VF y VF-HF ($p = 0,232 > 0,05$), pero si existen diferencias significativas del grupo HF-HF ($p = 0,000 < 0,05$) con los otros dos grupos (VF-VF y VF-HF), lo que se corrobora con la prueba de Games-Howell en la cual se observa que entre VF-VF y VF-HF no existen diferencias significativas ($p = 0,167 > 0,05$), pero si existen entre el sistema HF-HF con los grupos (VF-VF y VF-HF) ($p = 0,000 < 0,05$).

En el gráfico de perfiles (figura 12) se puede corroborar que no existen diferencias significativas para la remoción de *E. Coli* entre los grupos VF-VF y VF-HF, pero si existe una diferencia significativa entre el grupo HF-HF y los otros dos grupos. En la figura 12 se observa que el sistema de tratamiento que presenta las mejores remociones de *E. Coli* es el VF-HF plantado, seguido de la configuración VF-VF plantado.

Figura 12. Medidas marginales estimadas para *E. Coli*



Fuente: Elaboración propia.

Para el caso de huevos de Helminto, en la tabla 18 se observan los resultados obtenidos con la prueba de los efectos de inter-sujetos para la remoción obtenida. Se puede inferir que en la remoción de Huevos de Helmintos no existe una diferencia significativa si se utiliza vegetación en los sistemas de tratamiento ($p=0,459>0.05$), sin embargo se observa una diferencia significativa en cuanto a la

configuración de las unidades experimentales, ($p=0,000<0.05$). En cuanto a la interacción de los factores (Vegetación – Configuración) no se observan diferencias significativas ($p=0,136>0.05$).

Tabla 18. Análisis de Varianza, Variable dependiente: *Huevos de Helminto*

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	288,742(a)	5	57,748	16,714	,000
Intersección	1279,383	1	1279,383	370,295	,000
Vegetación	1,907	1	1,907	,552	,459
Combinación	272,835	2	136,418	39,484	,000
Vegetación *	14,000	2	7,000	2,026	,136
Combinación					
Error	414,605	120	3,455		
Total	1982,730	126			
Total corregida	703,347	125			

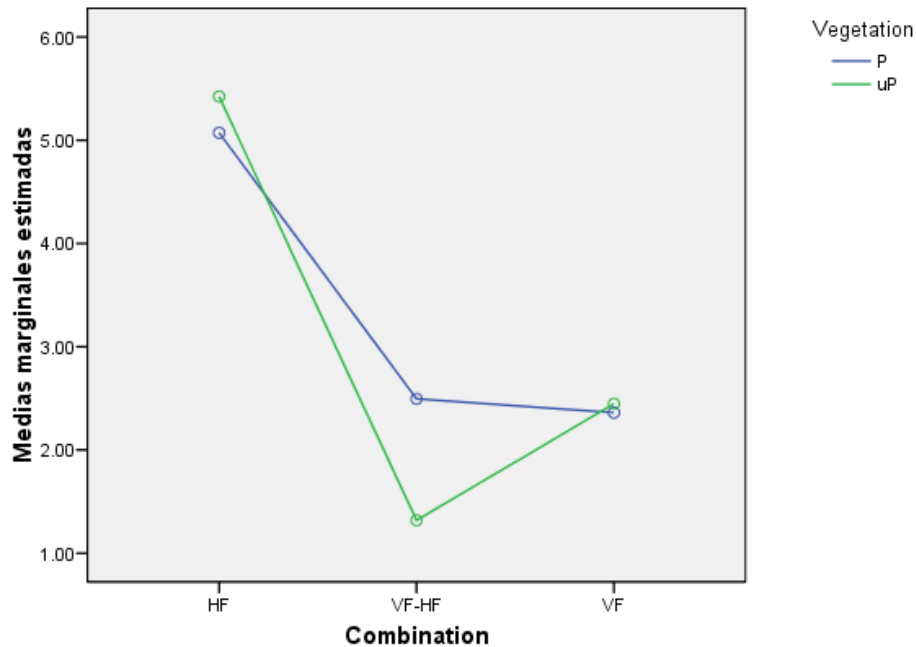
a R cuadrado = ,411 (R cuadrado corregida = ,386)

Fuente: Elaboración propia.

Según la prueba post hoc de Tukey, para el caso de la remoción de huevos de Helmintos, no existen diferencias significativas entre el grupo de los humedales VF-VF y VF-HF ($p = 0,440 > 0,05$), pero si existen diferencias significativas del grupo HF-HF ($p = 0,000 < 0,05$) con los otros dos grupos (VF-VF y VF-HF), lo que se corrobora con la prueba de Games-Howell en la cual se observa que entre VF-VH y VF-HF no existen diferencias significativas ($p = 0,208 > 0,05$), pero si existen entre el HF-HF con los grupos (VF-VF y VF-HF) ($p = 0,000 < 0,05$).

En el gráfico de perfiles (figura 13) se puede inferir que, para la remoción de huevos de Helmintos, no existen diferencias significativas entre los grupos VF-VF y VF-HF, pero si existe una diferencia significativa entre el grupo HF-HF y los otros dos grupos. En la figura se observa que el sistema de tratamiento que presenta las mejores remociones de Huevos de Helmintos es el VF-HF sin plantar, seguido de la configuración VF-VF plantado. La menor remoción se da en los sistemas que combina dos sistemas de flujo horizontal.

Figura 13. Medidas marginales estimadas para *huevos de Helminto*



Fuente: Elaboración propia.

La combinación de humedales de flujo vertical y horizontal removi6 4 unidades log para *E. Coli* y produjeron el efluente con el n6mero m6s bajo de huevos de Helmintos. Las eficiencias de remoci6n reportadas para *E. Coli* est6n alrededor de 2 unidades log para humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y vertical (Khatiwada et al, 1999; Karpiscak et al, 2000, Molleda et al., 2008, Arias et al 2003), y un 100% de remoci6n de huevos de Helmintos por humedales (Molleda et al., 2008).

La baja remoci6n de Coliformes Totales y las diferencias no significativas entre sistemas plantados y sin plantar, como los resultados obtenidos, se deben a la presencia de bacterias en el suelo y agua, y los humedales construidos pueden tener condiciones ambientales favorables para el crecimiento bacterial. Por otra parte, el relativo gran tama6o del material de soporte (1 cm) podr6a ser la causa para no tener un 100% en la remoci6n de huevos de Helmintos, por tanto es posible concluir que el principal mecanismo para su remoci6n est6 asociado con procesos f6sicos como la filtraci6n y la sedimentaci6n.

El papel de la matriz de suelo en las tasas de remoci6n de diferentes contaminantes est6 a6un en discusi6n. Los mejores resultados para la remoci6n de pat6genos han sido reportados en sistemas que trabajan con grava y arena en sistemas basados en el flujo vertical (Hagendorf et al., 2000); sin embargo, en

sistemas de flujo horizontal las tasas de remoción son afectadas por problemas hidráulicos. Algunas experiencias en Brasil (Meira et al., 2004) presentan que en los humedales de flujo horizontal plantados con arroz, la composición de la matriz de suelo fue el factor principal que vinculó el rendimiento del sistema respecto a la remoción de patógenos: Altas tasas de remoción fueron obtenidas con arena en comparación con grava y el efluente podría ser re-utilizado para irrigación e incluso puede ser descargada en cuerpos de agua sin restricciones. Sin embargo, la remoción de patógenos en humedales no puede ser explicada solamente por la filtración o adsorción (Rivera et al., 1995; Wand et al., 2007), sugiriendo que la depredación por protozoos, bacterias bacteriovirus y lisis podrían jugar un papel importante en los mecanismos de remoción.

Aunque los humedales construidos presentan un alto rendimiento para la remoción de patógenos, la efectividad del tratamiento podría ser afectada por factores ambientales incluyendo altos valores de precipitación y temporadas secas (Thurstion-Enriquez et al., 2004), afectando el tiempo de retención hidráulica (Ghermandi et al., 2006). Los altos valores de precipitación dentro del humedal, que son típicas en áreas tropicales, aumentan la tasa de flujo en el sistema, afectando la capacidad del sistema para remover el material suspendido (incluyendo patógenos) por procesos físicos como filtración y sedimentación. De hecho, una reducción de las tasas de remoción de E. Coli del 92% al 71% se han reportado asociadas a fuertes precipitaciones (Thurstion-Enriquez et al., 2004).

Es evidente que los humedales construidos tienen el potencial para remover patógenos, sin embargo también es claro que una sola unidad no es suficiente para llegar a los estándares recomendados para el re-uso. Por tanto, se ha sugerido combinar los diferentes sistemas de humedales con el fin de incrementar las tasas de remoción de patógenos (Bederski et al., 2004). Se ha reportado que trabajar con una carga hidráulica de 40 mm/día (la mitad de la carga utilizada en este experimento) remueve 4 unidades log para Coliformes Totales y E. Coli (Bederski et al., 2004), por lo que el autor propone utilizar una combinación de sistemas para reducir el área requerida para la remoción de patógenos, también sugerido por Masi et al., (2004). Sin embargo las altas tasas de remoción de patógenos obtenidas con la combinación de sistemas de humedales, el agua residual tratada no alcanza los estándares definidos para el contacto primario o suministro de agua (destinación para consumo humano).

No hay grandes diferencias entre las tasas de remoción obtenidas entre la primera y segunda unidad y por tanto cada unidad tiene la misma tasa de remoción. Sin embargo, los humedales horizontales de flujo subsuperficial colocados después de un humedal vertical de flujo subsuperficial presentaron altas tasas de remoción en comparación con los que se encuentran después de un humedal horizontal de flujo subsuperficial (Figura 5).

A manera de resumen, la tabla 19 presenta una sinopsis de la significancia de cada uno de los parámetros evaluados en la presente investigación. Se destaca que en cuanto a Coliformes Totales, E. Coli y Helmintos la configuración del sistema tiene un efecto significativo en la remoción de estos parámetros, sin embargo la presencia de plantas solo es significativo estadísticamente en la remoción de E. Coli. La combinación de variables (plantas y configuración) no presentan diferencias significativas.

Tabla 19. Análisis de Varianza (ANOVA) de los parámetros evaluados

Parámetro	Plantas	Configuración	Plantas *Configuración
Coliformes Totales	0.32 ^{NS}	80.38*	0.71 ^{NS}
<i>E. Coli</i>	5.79*	83.81*	2.00 ^{NS}
Helmintos	0.55 ^{NS}	39.48*	2.03 ^{NS}

Fuente: Elaboración propia.

Los resultados de esta investigación presentan el potencial de los sistemas combinados para la remoción de patógenos y la materia orgánica presente en el agua residual doméstica, alcanzando y manteniendo valores similares a los obtenidos por Bederski et al., (2004), con una mayor carga hidráulica que permite una menor área de tratamiento; sin embargo, la investigación debería seguir parámetros de diseño específicos (influencia del material filtrante, granulometría, carga hidráulica y los efectos de las plantas nativas en el sistema).

9. CONCLUSIONES

Los sistemas de tratamiento conformados por la combinación de un humedal vertical seguido de un humedal horizontal mostraron mejor rendimiento que los demás sistemas. El análisis estadístico demuestra que la vegetación juega un papel importante en las remociones de E. Coli y Nutrientes. Con esta combinación de sistema (VF-HF) es posible obtener eficiencias de remoción del 99% en los Huevos de Helmintos, 3 unidades log en Coliformes Totales y 4 unidades log en E. Coli.

Las plantas, en apariencia, no tienen un efecto importante en la remoción de materia orgánica para el caso estudiado. Tampoco tienen o causan afectación para la remoción de huevos de Helmintos o sólidos.

El medio de soporte parece ser un aspecto crucial en la eliminación de Huevos de Helmintos y tal vez el principal mecanismo para su remoción es la filtración y/o sedimentación.

El uso de humedales contruidos de flujo vertical, como primera etapa, permite el desarrollo de procesos aeróbicos, mientras que la utilización de humedales contruidos de flujo horizontal en una segunda etapa favorece los procesos anaeróbicos. Esta combinación de condiciones aeróbicas y anaeróbicas provoca reacciones bioquímicas que permiten altas velocidades de remoción de diferentes contaminantes.

Los valores obtenidos indican que el uso de la combinación de SSVF - SSHF humedales artificiales produce un efluente que logra con las normas del Reglamento Colombiano para reutilización de aguas residuales. Dado que el sistema es netamente biológico y depende de procesos naturales, no requiere de químicos ni produce compuestos intermedios indeseables, esta combinación de humedales se plantea como una muy buena opción tecnológica para la remoción de organismos patógenos presentes en aguas residuales domésticas.

Pese a los resultados obtenidos en esta investigación, es necesario desarrollar modelos de costos que permitan establecer con mayor precisión la utilidad de estos sistemas y su aplicabilidad a diferentes tamaños poblacionales. Es de esperarse que el costo de la tierra tenga un gran impacto en la viabilidad de aplicar esta tecnología.

10. RECOMENDACIONES

Resulta necesario investigar sobre la eficiencia de los sistemas de tratamiento y su relación con el oxígeno disuelto, potencial redox, materia orgánica, carga aplicada y diámetro (tamaño) del sustrato.

Una discusión todavía abierta se da en el papel de las plantas en la remoción de muchos parámetros. En este orden de ideas y partiendo de los resultados obtenidos, una posible actividad de investigación sería investigar qué pasa con diferentes especies de plantas.

Para efectos de reducción de costos, puede también ser interesante evaluar la combinación de humedal de flujo vertical con radiación UV. En principio el humedal vertical removería material particulado y permitiría tener un efluente con características adecuadas para ser usado en sistemas UV.

11. BIBLIOGRAFÍA

- APHA, (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition.
- Arias, C. A.; H. Brix (2003). "Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales." Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina 13. Pag 17-24.
- Arias, C.A., Cabello, A., Brix, H., Johansen, N.H. (2003) Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. Wat. Sci.Tech. 48 (5): 35-41.
- Arias, M.E, Brown, M.T. 2009. Feasibility of using constructed treatment wetlands for municipal wastewater treatment in the Bogotá Savannah, Colombia. Ecological Engineering 35 (2009) 1070–1078
- Bederski, O.B., Dürr, M., Lipp, M.B., Netter, R., Kusch, P., Mosig, P., Daeschlein, G., Müller, R.A. (2004) Reduction of microorganisms in municipal sewage by means of planted and unplanted soil filters. Proc. 9th Int. Conf. on Wetland Systems, Avignon, France. 432-441.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. Wat. Sci., Tech. 30(5). Pag 11-18
- Brix, H. And C. A. Arias (2005). "The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines." Ecological Engineering 25. Pag 491-500.
- Brix, H., C. A. Arias and N. H. Johansen (2003). Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. Wetlands-Nutrients, Metals and Mass Cycling. J. Vymazal. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers: 237-258.
- Caselles-Osorio, A. and J. García (2006). "Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter." Water Research 40(19): 3603-3611.
- CENTRO NACIONAL DEL AGUA (CENAGUA), ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD OPS/OMS, SOCIEDAD QUEBEQUENSE DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CANADÁ (SQAE). 1999. Estudios técnicos de sustitución aplicables al saneamiento de aguas servidas de pequeñas comunidades - Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedales construidos. Bogotá. 216 pp.
- Cheremisinoff, N. 2002. Handbook of water and wastewater treatment technologies. Butterworth-Heinemann. USA. 636 pp.
- Crites, R.; Tchobanoglous, G. 1998. Small and decentralized wastewater Management Systems. WCB McGraw-Hill. Singapore. 1084 pp.

- Davis, L. 1994. A handbook of constructed wetlands: A guide to creating wetland for: agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage storm water in the Mid-Atlantic Region. Vol 1 General Considerations. 53 pp. On line: <http://www.USEPA.gov/owow/wetlands/pdf/hand.pdf>.
- Decamp, O.; Warren, A.; Sánchez, R. 1999. The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential bioindicators. *Wat. Sci. Tech.* 40(3). Pag 91-98.
- Denny, P. 1997. Implementation of constructed wetlands in developing countries. *Water Science and Technology*. Vol 35 No 5. Pag 27-34.
- Durán, C.; Haberl, R.; Kreiner, I.; Krishnan, R.; LUNA, V. 1999. Humedales construidos, una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales, suburbanas y urbanas que tengan áreas disponibles. Caso de estudio: Humedal de flujo horizontal en viveros de Cayoacán, Ciudad de México, D.F.
- Elliott, L. F., C. M. Gilmour, J. M. Lynch and D. Tittmore (1984). Bacterial colonization of plant roots. *Microbial- plant interactions*. R. L. Todd and J. E. Giddens: 1-16.
- Fountoulakis, M.S., Terzakis, S., Chatzinotas, A., Brix, H., Kalogerakis, N. and Manios, T. 2009. Pilot-scale comparison of constructed wetlands operated under high hydraulic loading rates and attached biofilm reactors for domestic wastewater treatment. *Science of the total environment*. 407: 2996-3003.
- Garcia, J., J. Chiva, P. Aguirre, E. A. Álvarez, J. P. R. Sierra and R. Mujeriego (2004). "Hydraulic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size." *Ecological Engineering* 23(3): 177 - 187.
- García, M., F. Soto, J. M. González and E. Bécares (2008). "A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems." *Ecological Engineering* 32: 238-243.
- Gersbergh, R.; Gearhearth, R.; Ives, M. 1989. Pathogen removal in constructed wetlands. In: *Constructed wetlands for wastewater treatment. Municipal, Industrial and Agricultural*, ed D.A. Hammer. LeWis Publisher Inc., Michigan, U.S.A. Pag 431-445
- Ghermandi, A.; Bixio, D.; Traverso, P.; Cersosimo, I.; Thoeye, C. 2006. The removal of pathogens in constructed wetlands and its implications for water reuse. Oral Presentation 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. September 23 – 26 2006. Ministry for Environment, Spatial Planning and Regional Development, International Water Association. Lisbon. Pag 385 - 397.
- Guerrero, J. 2007. Planes de Saneamiento y Manejo de Vertimientos Departamento de Risaralda. Pereira, Colombia. Ed. Postergraph S.A. 480 pp.
- Haberl, R. 1999. Constructed Wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. *Water Science and Technology*. Vol 40, N° 3. Pag 11 - 17

- Hagendorf, U., K. Diehl, I. Feuerpfeil, A. Hummel and R. Szewzyk (2000). Retention of microbial organisms in constructed wetlands. 7th Int.Conf.on Wetland Systems for Water Pollution Control, Florida, USA, IWA Publishing.
- Hansen, D. L., H. Brix and Arias, C. A. (2004) Comparison of faecal Coliform removal in different types of constructed wetland systems and other low technology systems. Proc. 9th Int. Conf. on Wetland Systems, Avignon, France.
- IDEAM (2004). Informe anual sobre el estado del medio ambiente y los recursos naturales renovables en Colombia. Bogota, IDEAM.
- IDEAM. 2008. Informe sobre evaluación de los recursos hídricos en Colombia. Parte A. Extracto Resumido. Bogotá D.C. 19 pp.
- IWA (2000) Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. IWA Publishing, London, UK, 156 pp.
- Kadam, A., G. Oza, P. Nemade, S. Dutta and H. Shankar (2008). "Municipal wastewater treatment using novel constructed soil filter system." Chemosphere 71: 975-981.
- Kadlec, R. (2003). "Effects of pollutant speciation in treatment wetland design." Ecological Engineering 20(1): 1-16.
- Kadlec, R. and Wallace, S. D. (2009). Treatment wetlands. Boca Raton, FL, CRC Press, 1016.
- Kadlec, R. H. and R. L. Knight (1996). Treatment wetlands. Boca Raton, FL, USA., Lewis-CRC publishers.
- Karpiscak, M., L. Sanchez, R. Freitas and C. Gerba (2000). Removal of bacterial indicators and pathogens from dairy wastewater by a treatment system. 7th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control, Florida, USA. IWA Publishing. 415-421.
- Khatiwada, N. R. and C. Polprasert (1999). "Kinetics of fecal Coliform removal in constructed wetlands." Water Science and Technology 40(3): 109-116.
- Kivaisi, A. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Ecological Engineering. Vol 16. Pag 545-560.
- Kuschik, P; Paredes, D. 2001. Tipo de humedales y mecanismos de remoción. En: Memorias Seminario Humedales Construidos para el Tratamiento de Aguas Residuales. Septiembre 3 - 8 de 2001 Armenia - Manizales – Pereira.
- Laber, J., R. Perfler and R. Haberl (1997). "Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands." Water Science and Technology 35(5): 71-77.
- Madigan, M.; Martinko, J.; Parker, J. 2004. BROCK. Biología de los microorganismos. Decima Edición. Pearson Prentice Hall. Madrid. 1011 pp.
- Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brisson, J. and Chazaren, F. (2009). "Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands." Water Res. 43 (2): 535-545.
- Masi, F., G. Conte, L. Lepri, T. Martellini and M. Del Buba (2004). Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) and Pathogens removal in an hybrid CW system

for a tourist facility wastewater treatment and reuse. 9th International Conference on Wetland Systems, Avignon, Francia.

- Meira, C., B. Ceballos, A. König and R. de Oliveira (2004). Performance of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands Vegetated with Rice Treating a Sewage Polluted Surface Water. 9th International Conference on Wetland Systems, Avignon, Francia.
- Metcalf & Eddy, INC. 1996. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Tercera edición. McGRAW-HILL. México. 1485 pp.
- MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL (MAVDT). 2002. Gestión para el manejo y disposición final de las aguas residuales municipales. Bogotá D.C. 64 pp.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink (1986). Wetlands. New York, Van Nostrand Reinhold.
- Molleda, P., I. Blanco, G. Ansola and E. de Luis (2008). "Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain." Ecological Engineering 33: 252-257.
- Nan, C.; Tingting, M; Kuixiao, L; Yu, Z.; Min, Y. 2009. Formation potentials of typical disinfection byproducts and changes of genotoxicity for chlorinated tertiary effluent pretreated by ozone. Journal of Environmental Sciences 21. Pag 409-413.
- OMS. 2007. Lucha contra las enfermedades transmitidas por el agua en los hogares. Red internacional para la promoción del tratamiento y el almacenamiento seguro del agua. Ginebra, Suiza.
- Oron, G., Campos, C., Gillerman, L., Salgot, M. 1999. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. Agricultural Water Management. 38: 223-234.
- Ottová, V., J. Balcarová and J. Vymazal (1997). "Microbial characteristics of constructed wetlands." Water Science and Technology 35(5): 117-123.
- Paredes, D., Kusch, P., Mbwette, T., Stange, F., Müller, R. A. and Köser, H. (2007a). "New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment - A review." Eng. Life Sci. 7 (1): 13-25.
- Paredes, D; Castaño, J. 2001. Sistemas de humedales construidos. pretratamientos básicos. En: Memorias Seminario Humedales Construidos para el Tratamiento de Aguas Residuales Septiembre 3 - 8 de 2001 Armenia - Manizales - Pereira.
- Pelczar, M.; REID, R.; CHAN, E. 1982. Microbiología. Cuarta edición (segunda edición en español). McGraw-Hill. México. 826 p.p.
- Perkins J. & Hunter C. 2000. Removal of enteric bacteria in a surface flow constructed wetlands in Yorkshire, England. Wat.Res. 34(6): Pag.1941-1947.
- Platzer, C. (1996). Enhanced nitrogen elimination in subsurface flow artificial wetlands-a multi stage concept. Fifth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Universitat für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.

- Reinoso, R., Torres, L.A., Bécares, E. 2008. Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *Science of the total environment*. 395:80-86.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA, MINISTERIO DE DESARROLLO ECONÓMICO, DIRECCIÓN DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BÁSICO. 2000. Reglamento técnico para el sector de agua potable y saneamiento básico - RAS. Título E. 106 pp.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Decreto 1594 de 1984. Uso del Agua y Residuos Líquidos.
- Richardson, S.; Plewa, M.; Wagner, E. 2007 Rita Schoeny c, David M. DeMarini d Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research* 636 (2007) 178 – 242.
- Rivera, F., A. Warren, E. Ramirez, O. Decamp, P. Bonilla, E. Gallegos, A. Calderón and T. Sánchez (1995). "Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM)." *Water Science and Technology* 32(3): 211-218.
- Romero, J. 2004. Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá. 1248 pp.
- Scott, R. and C. C. Tañer (2004). Influence of biofilm on removal of surrogate faecal microbes in a constructed wetland and maturation pond. 9th International Conference on Wetland Systems, Avignon, Francia.
- Seidel, K. 1976. Macrophytes and water purification. In: *Biological control of water pollution*. Pennsylvania, University Press, Pennsylvania, PA, pp. 109-121.
- Sleytr, K., A. Tietz, G. Langergraber and R. Haberl (2007). "Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands." *Science of the Total Environment* 380: 173-180.
- Stottmeister, U., A. Wießner, P. Kusch, U. Kappelmeyer, M. Kastner, O. Bederski, M. R.A. and H. Moormann (2003). "Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment." *Biotechnology Advances* 22(1-2): 93-117.
- Struck, S. D., A. Selvakumar and M. Borst (2006). Performance of Stormwater Retention Ponds and Constructed Wetlands in Reducing Microbial Concentrations. Cincinnati, Environmental Protection Agency.
- Sucher & Holzer. 1999. Proyecto biomasa Austria - Nicaragua. Biofiltro, Una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales en países tropicales. Nicaragua.
- Thurston-Enriquez, J. A., C. G. Henry and B. Eghball (2004). Constructed wetlands for the reduction of manure-borne fecal indicator and pathogenic microorganisms from dairy cattle wastewater. 9th International Conference on Wetland Systems, Avignon, Francia.
- UNICEF. 2005. La Infancia, el agua y el saneamiento básico en los planes de desarrollo departamentales y municipales La planeación local, una oportunidad para que todos los niños, niñas y adolescentes del país cuenten con un ambiente adecuado para su desarrollo. Bogotá D.C. 162 pp.

- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA).1993. Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. A technology assessment. 9 pp. On line: <http://www USEPA.gov>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 1999a. Wastewater Technology Fact Sheet. Ultraviolet Disinfection. Washington D.C. 8pp.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2003. Disinfection profiling and benchmarking. Technical Guidance Manual (LT1ESWTR). Washington D.C. 198 pp.
- Vacca, G., H. Wand, M. Nikolausza, P. Kuschik and M. Kastner (2005). "Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands." *Water Research* 39: 1361–1373.
- Vymazal, J. (2007). "Removal of nutrients in various types of constructed wetlands." *Science of the Total Environment* 380 (1-3): 48-65.
- Wallace, S. (2004). "Engineered wetlands lead the way." *LAND AND WATER - FORT DUDGE IOWA* 48(5): 13-17.
- Wand, H., G. Vacca, P. Kuschik, M. Krüger and M. Kästner (2007). "Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns." *Water Research* 41: 159 - 167.
- Weedon, C. M. (2003). "Compact vertical flow constructed wetland systems-first two years' performance." *Water Science Technology* 48(5): 15-23.
- WHO (2001). Regional report on the evaluation 2000 in the region of the Americas. Washington.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 1992. A guide to the development of on-site sanitation. England. 229 pp.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 2006. Guidelines for drinking water quality. First addendum to tirad Edition. Volume 1. Recommendations. Electronic version.
- Zhang, K., and Farahbakhsh, K. 2007. Removal of native Coliphages and Coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: Implications to water reuse. *Water Research*, 41: 2816-2824.